



TÍTULO

**¿PROVOCAN LAS REPOBLACIONES DE CONEJO
AUMENTOS EN LA ABUNDANCIA LOCAL DE RAPACES?**

AUTORA

Carmen S. Yuste Ortiz

Director	Esta edición electrónica ha sido realizada en 2010
Tutor	Javier Calzada Samperio
Curso	Francisco Palomares Fernández
ISBN	I Maestría en Biología de la Conservación
©	978-84-693-3765-3
©	Carmen S. Yuste Ortiz
	Para esta edición, la Universidad Internacional de Andalucía



Reconocimiento-No comercial-Sin obras derivadas 2.5 España.

Usted es libre de:

- Copiar, distribuir y comunicar públicamente la obra.

Bajo las condiciones siguientes:

- **Reconocimiento.** Debe reconocer los créditos de la obra de la manera especificada por el autor o el licenciadador (pero no de una manera que sugiera que tiene su apoyo o apoyan el uso que hace de su obra).
- **No comercial.** No puede utilizar esta obra para fines comerciales.
- **Sin obras derivadas.** No se puede alterar, transformar o generar una obra derivada a partir de esta obra.

- *Al reutilizar o distribuir la obra, tiene que dejar bien claro los términos de la licencia de esta obra.*
- *Alguna de estas condiciones puede no aplicarse si se obtiene el permiso del titular de los derechos de autor.*
- *Nada en esta licencia menoscaba o restringe los derechos morales del autor.*

¿Provocan las repoblaciones de conejo aumentos en la abundancia local de rapaces?



Carmen S. Yuste

Director: Javier Calzada

Tutor: Francisco Palomares



Tesis de Maestría

**I Maestría en Biología de la Conservación,
Universidad Internacional de Andalucía,
Sede Santa María de la Rábida**

- 1. INTRODUCCIÓN Y ÁREA DE ESTUDIO**
 - 1.1. JUSTIFICACIÓN DEL PROYECTO**
 - 1.2. ÁREA DE ESTUDIO: PARQUE NACIONAL DE DOÑANA**
 - 1.3. LA COMUNIDAD DE RAPACES EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA**
 - 1.4. LAS ACTUACIONES DE REPOBLACIÓN DE CONEJOS EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA**
- 2. METODOLOGÍA**
 - 2.1. DISEÑO DEL ESTUDIO**
 - 2.2. ABUNDANCIA DE RAPACES Y FACTORES QUE LE AFECTAN**
 - 2.2.1. DISTANCIA A LA MARISMA**
 - 2.2.2. ABUNDANCIA DE CONEJOS Y FACTORES QUE LE AFECTAN**
 - 2.2.3. EXISTENCIA DE DORMIDEROS Y NIDOS**
 - 2.2.3.1. ÍNDICE DE DORMIDEROS E ÍNDICE DE NIDOS**
 - 2.3. ESTUDIO DE MICROESCALA Y DE LA ACTIVIDAD**
 - 2.3.1. MICROESCALA**
 - 2.3.2. ACTIVIDAD**
 - 2.4. ANÁLISIS DE DATOS**
 - 2.4.1. ABUNDANCIA DE RAPACES Y FACTORES QUE LE AFECTAN**
 - 2.4.2. MICROESCALA Y ACTIVIDAD**
- 3. RESULTADOS**
 - 3.1. ABUNDANCIA DE RAPACES Y FACTORES QUE LE AFECTAN**
 - 3.1.1. CENSOS REALIZADOS**
 - 3.1.2. ESPECIES OBSERVADAS**
 - 3.1.3. ABUNDANCIA DE CONEJOS**
 - 3.1.4. FACTORES QUE AFECTAN A LA ABUNDANCIA DE RAPACES**
 - 3.1.4.1. ESPECIES EN LA ÉPOCA INVERNAL**
 - 3.1.4.2. ESPECIES EN LA ÉPOCA ESTIVAL**
 - 3.2. ANÁLISIS A MICROESCALA**
 - 3.3. ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD**
 - 3.3.1. ÉPOCA INVERNAL**
 - 3.3.2. ÉPOCA ESTIVAL**
- 4. DISCUSIÓN**
 - 4.1. CONCLUSIÓN FINAL**
- 5. BIBLIOGRAFÍA**
- 6. ANEXOS**

LISTA DE FIGURAS:

- Figura 1:** Evolución de las poblaciones de conejo en la Reserva Biológica de Doñana.
- Figura 2:** Área de estudio.
- Figura 3:** Zonas de repoblación de conejo en la Reserva Biológica de Doñana.
- Figura 4:** Vivar de conejos y malla de cercados de exclusión de depredadores terrestres.
- Figura 5:** Vista general de las actuaciones de la zona de la “Vera”.
- Figura 6:** Áreas de estudio y tipo de tratamiento.
- Figura 7:** Transectos establecidos para el censo de rapaces
- Figura 8:** División de las áreas de estudio en función de la distancia a la marisma
- Figura 9:** Puntos de censo de conejos
- Figura 10:** Situación de dormideros y nidos en el área de estudio
- Figura 11:** Subzonas dentro y fuera de los cercados establecidas para el estudio a microescala
- Figura 12:** Cercado de exclusión de depredadores terrestres.
- Figura 13:** Abundancia de especies avistadas en la época invernal.
- Figura 14:** Abundancia de especies avistadas en la época estival.
- Figura 15:** Abundancia de conejos en función del tipo de tratamiento.
- Figura 16:** Abundancia de rapaces avistadas por km en función del tipo de tratamiento en la época invernal
- Figura 17:** Abundancia de rapaces avistadas por km en función de tipo de tratamiento en la época estival
- Figura 18:** Abundancia de aves avistadas dentro o fuera de los cercados de exclusión de depredadores terrestres

LISTA DE TABLAS:

- Tabla 1:** Rapaces presentes en Doñana y su situación.
- Tabla 2:** Distribución de censos de rapaces realizados para este estudio.
- Tabla 3:** Abundancia de conejos por cada tipo de tratamiento en función de la distancia a la marisma.
- Tabla 4:** Abundancia de conejos dentro y fuera de los cercados en las áreas de repoblación con cercados
- Tabla 5:** Abundancia de rapaces / km en función de la época del año y el turno
- Tabla 6:** Abundancia de rapaces avistadas por km. en función del tratamiento y la distancia a la marisma en la época invernal
- Tabla 7:** Efecto de las variables medidas sobre la abundancia de rapaces en la época invernal
- Tabla 8:** Abundancia de rapaces avistadas por km. en función del tratamiento y la distancia a la marisma en la época estival
- Tabla 9:** Efecto de las variables medidas sobre la abundancia de rapaces en la época estival

Tabla 10: Aves dentro y fuera de los cercados de exclusión de depredadores terrestres

Tabla 11: Número de individuos avistados y relación aves posadas / total aves en función de la época de censo y el tratamiento

Tabla 12: Número de individuos de especies según su actividad en la época invernal

Tabla 13: Número de individuos de especies según su actividad en la época estival

Tabla 14: Rapaces presentes en Doñana en función de si consumen o no conejo

LISTA DE ANEXOS:

Anexo 1: Fotografía del hábitat de matorral en el área de estudio.

Anexo 2: Fotografía del hábitat de marisma en el área de estudio.

Anexo 3: Abundancia de especies avistadas por km y por transecto en la época invernal.

Anexo 4: Abundancia de especies avistadas por km y por transecto en la época estival

Anexo 5: Valores del índice de dormideros para *Milvus milvus* (época invernal).

Anexo 6: Valores del índice de dormideros para *Milvus migrans* (época estival).

Anexo 7: Valores del índice de nidos (época estival)

RESUMEN

Entre las actuaciones de mejora de hábitat pensadas para la conservación del lince ibérico (*Lynx pardinus*) en el Parque Nacional de Doñana se encuentra la repoblación de conejos (*Oryctolagus cuniculus*), principal presa de la especie, y en la actualidad muy escasa. Se está estudiando la mejor manera de reforzar las poblaciones de conejo a gran escala, y cómo diversos factores (como la depredación) pueden influir en el éxito o en el fracaso de estas repoblaciones. El objetivo de este estudio es evaluar si las repoblaciones de conejo provocan o no un aumento en la abundancia local de rapaces consumidoras de conejos. Para ello se realizaron transectos lineales en las zonas de repoblación que recibieron tratamientos diferentes de repoblación y en una zona control.

Se encontró una abundancia diferente de rapaces en función del tratamiento usado para repoblar con conejos. Además otros factores como la cercanía a la marisma, la cantidad de nidos y dormideros en la zona de repoblación y la abundancia de conejos afectaron también a la cantidad de rapaces. Con la metodología empleada es difícil conocer la importancia relativa de cada uno de estos factores, pero la abundancia de conejos parece ser uno de los más importantes.

1. INTRODUCCIÓN Y ÁREA DE ESTUDIO

1.1. JUSTIFICACIÓN DEL PROYECTO

El conejo, *Oryctolagus cuniculus*, es una especie clave de los ecosistemas mediterráneos. Se conocen más de 30 depredadores de conejo en el sur de Europa (Delibes e Hiraldo 1981). En la península Ibérica, existen dos depredadores endémicos especializados en el consumo de conejo, el lince ibérico, *Lynx pardinus* (Rodríguez y Delibes 1992) y el águila imperial ibérica, *Aquila adalberti* (Ferrer 1993) y que por tanto, dependen de esta especie para sobrevivir. Ambas especies se encuentran en peligro de extinción. Una de las principales causas de su declive es la escasez de conejos (Delibes y col. 2000; González y Oria 2004). Las poblaciones de conejo han sufrido un declive generalizado en la segunda mitad del siglo XX en España debido principalmente a dos enfermedades: la mixomatosis y la enfermedad hemorrágico vírica (Villafuerte y col. 1995; Fernández 2005).

En Doñana, los conejos parecen haber sido abundantes hasta mediados del siglo pasado. La mixomatosis llegó a Doñana en 1959 y se estimó que eliminó al 90% de la población (Valverde 1960). Posteriormente, en 1990, se estimó que la enfermedad hemorrágico vírica eliminó al 55% de la población (Villafuerte y col. 1994). En una zona de Doñana, la Reserva Biológica de Doñana, el Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la Estación Biológica de Doñana (en adelante EBD) ha realizado censos de conejos durante los últimos 20 años. Gracias a ellos, se puede observar el declive sufrido por la especie durante este periodo (figura 1).

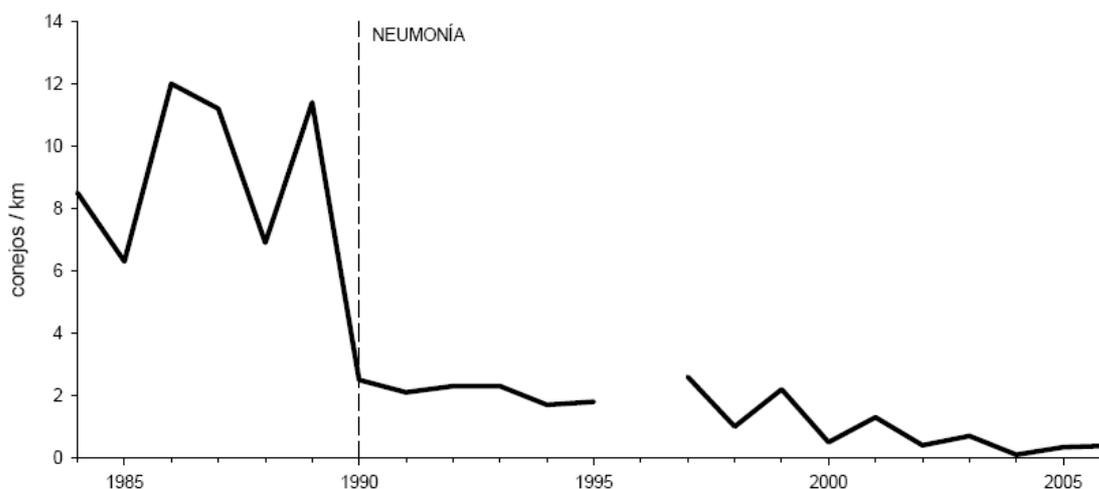


FIGURA 1: Evolución de las poblaciones de conejo en la reserva Biológica de Doñana durante los últimos 20 años. Datos: Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la EBD.

Una disminución de tal magnitud en la abundancia de conejos ha afectado a todas las especies depredadoras de conejo (Moreno y Villafuerte 1995), pero sobre todo a los depredadores especializados en su consumo. Por esta razón, dentro de los planes de gestión del lince ibérico o del águila imperial ibérica siempre se incluyen actuaciones encaminadas a la recuperación de las poblaciones de conejo. Sin embargo, hasta ahora no se conoce bien como conseguir repoblar con éxito grandes áreas donde las poblaciones de conejo hayan desaparecido o sufrido un profundo declive (Moreno y Villafuerte 1995). Tampoco se conocen bien los factores que pueden estar afectando, positiva o negativamente, al proceso de recuperación de esta especie clave.

Dentro del proyecto LIFE 02NAT/8609 “Recuperación de las poblaciones de lince ibérico en Andalucía” se han realizado una serie de actuaciones para recuperar las poblaciones de conejo en las dos zonas donde aún quedan poblaciones de lince en Andalucía: Doñana y Sierra Morena. Entre estas actuaciones, en Doñana, se están realizando repoblaciones de conejos, y para evaluar la efectividad de éstas, se están estudiando diversos factores que, a priori, parece que pueden estar afectando el éxito o el fracaso de las mismas. Uno de los factores que se está estudiando es la depredación.

¿Provocan las repoblaciones de conejos aumentos en la abundancia local de rapaces?

Se sabe que los depredadores pueden impedir la recuperación de las poblaciones de conejo cuando alcanzan densidades muy bajas a través de un efecto que se conoce como la “trampa del predador” (Trout y Tittensor 1989). En Doñana encontramos dos grandes grupos de depredadores de conejo, los depredadores terrestres, formado principalmente por mamíferos carnívoros como el lince, el zorro (*Vulpes vulpes*) o el meloncillo (*Herpestes ichneumon*); y los depredadores aéreos, formado principalmente por aves rapaces, como Accipitriformes, Falconiformes (rapaces diurnas) o Strigiformes (rapaces nocturnas).

Este estudio se centrará en estudiar la respuesta de las rapaces diurnas ante cambios en la abundancia de una de sus presas habituales: el conejo. Se tratará de determinar si el aumento en la abundancia de conejos, consecuencia de las actuaciones de repoblación, provoca un aumento o no en la abundancia de rapaces.

1.2. ÁREA DE ESTUDIO: EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA

Las repoblaciones de conejo se realizaron durante el otoño de 2004 y el otoño de 2005 en una zona del Parque Nacional de Doñana conocida como la Reserva Biológica de Doñana, (37°9'N, 6°26'W). El clima es mediterráneo subhúmedo con una fuerte influencia atlántica y una marcada estacionalidad (Fernández – Delgado 1997), caracterizado por veranos calurosos y secos e inviernos suaves y húmedos. La precipitación media anual oscila entre los 500 – 600 mm pero es variable entre años.



FIGURA 2: Localización del área de estudio.

Los tres hábitats mayoritarios de Doñana son la marisma, el matorral y las dunas (Valverde, 1958). En Doñana, las actuales marismas han perdido su carácter mareal, comportándose como una llanura de inundación fluvial alimentada por las lluvias y los arroyos vertientes, de manera que se secan estacionalmente. El hábitat de matorral mediterráneo se caracteriza por presentar dos asociaciones vegetales: el monte blanco constituido fundamentalmente por jaguarzos (*Halimium halimifolium*) y el monte negro, donde abundan los brezos (*Erica scoparia*, *Calluna vulgaris*). Este hábitat presenta además alcornoques dispersos (*Quercus suber*). Entre el hábitat de marisma y el hábitat de matorral encontramos la “Vera”, una franja herbácea con un estrato arbóreo laxo de alcornoques, que se caracteriza por presentar una alta densidad de conejos (Villafuerte y col. 1994; Palomares y col. 2001) y ser una zona importante para la nidificación de aves. Las repoblaciones se realizaron en una zona anexa a la vera en el año 2004 y en el hábitat de matorral en el año 2005.

1.3. LA COMUNIDAD DE RAPACES EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA

La comunidad de rapaces de Doñana es una de las más ricas de España y de Europa. En el parque nacional de Doñana se han citado 34 especies pertenecientes a tres familias: Accipitridae (24 especies), Pandionidae (1 especie) y Falconidae (9 especies) (tabla 1).

TABLA 1: Rapaces presentes en Doñana (modificado de García y col. 2000).

FAMILIA	ESPECIE	SITUACIÓN
Accipitridae	Halcón abejero (<i>Pernis apivorus</i>)	Migrador escaso
	Elanio azul (<i>Elanus caeruleus</i>)	Presente todo el año, reproductor habitual escaso
	Milano negro (<i>Milvus migrans</i>)	Estival, reproductor abundante
	Milano real (<i>Milvus milvus</i>)	Reproductor común, invernante abundante
	Pigargo (<i>Haliaeetus albicilla</i>)	Accidental, no citado con seguridad
	Alimoche (<i>Neophron percnopterus</i>)	Migrador e invernante muy escaso
	Buitre leonado (<i>Gyps fulvus</i>)	Presente todo el año, no reproductor
	Buitre moteado (<i>Gyps ruepellii</i>)	Accidental
	Buitre negro (<i>Aegypius monachus</i>)	Visitante ocasional
	Águila culebrera (<i>Circus gallicus</i>)	Reproductor estival escaso, invernante muy escaso
	Aguilucho lagunero (<i>Circus aeruginosus</i>)	Reproductor común, invernante abundante
	Aguilucho pálido (<i>Circus cyaneus</i>)	Migrador e invernante común
	Aguilucho cenizo (<i>Circus pygarcus</i>)	Estival, migrador y reproductor poco común
	Azor (<i>Accipiter gentilis</i>)	Presente todo el año, reproductor habitual
	Gavilán (<i>Accipiter nissus</i>)	Migrador e invernante común
	Ratonero común (<i>Buteo buteo</i>)	Presente todo el año, reproductor habitual
	Ratonero moro (<i>Buteo rufinus</i>)	Accidental
	Ratonero calzado (<i>Buteo lagopus</i>)	Accidental
	Águila pomerana (<i>Aquila pomarina</i>)	Accidental
	Águila moteada (<i>Aquila clanga</i>)	Visitante ocasional
Águila imperial ibérica (<i>Aquila adalberti</i>)	Presente todo el año, reproductor habitual escaso	
Águila real (<i>Aquila chrysaetus</i>)	Accidental	
Águila calzada (<i>Hieraaetus pennatus</i>)	Reproductor estival abundante, invernante poco común	
Águila perdicera (<i>Hieraaetus fasciatus</i>)	Visitante ocasional	
Pandionidae	Águila pescadora (<i>Pandion haliaetus</i>)	Migrador e invernante escaso
Falconidae	Cernícalo primilla (<i>Falco naumanni</i>)	Reproductor estival común, invernante raro
	Cernícalo vulgar (<i>Falco tinnunculus</i>)	Presente todo el año, reproductor abundante
	Cernícalo patirrojo (<i>Falco vespertinus</i>)	Accidental
	Esmerejón (<i>Falco columbarius</i>)	Migrador e invernante escaso
	Alcotán (<i>Falco subbuteo</i>)	Estival, reproductor poco común
	Halcón de Eleonor (<i>Falco eleonora</i>)	Accidental
	Halcón borní (<i>Falco biarmicus</i>)	Accidental
	Halcón sacre (<i>Falco cherrug</i>)	Accidental
Halcón peregrino (<i>Falco peregrinus</i>)	Presente todo el año, reproductor habitual escaso	

De entre éstas especies solo siete están habitualmente en Doñana y son, o al menos pueden ser, consumidoras de conejos: milano negro, milano real, aguilucho lagunero, aguilucho pálido, ratonero común, águila calzada y águila imperial ibérica (Cramp y Simmons, 1982; Blanco y col., 1990; Graham y col.1995; Blanco y Viñuela, 2004; González y Oria, 2004; Santiago García-Dios, 2005).

Las comunidades de aves experimentan cambios estacionales sobre todo en áreas templadas (Herrera, 1981). Estos cambios, que son el resultado de unas condiciones adversas, afectan al número e identidad de las especies que están presentes en un momento dado (Herrera, 1981). La composición de la comunidad de rapaces en Doñana varía en función de la época del año, incluyendo en ello a las 7 especies indicadas

anteriormente. Según el Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales de la EBD, la abundancia de las especies posibles consumidoras de conejo es la siguiente:

- **Milano negro**: muy abundante como reproductor sobrepasando las 2000 parejas reproductoras (García y col. 2000), esta presente en la zona entre los meses de febrero y septiembre, siendo las citas en el periodo invernal muy raras.
- **Milano real**: todavía común como reproductor (en el año 2005 se detectaron 36 parejas reproductoras), en invierno existe un gran aporte de aves procedentes de poblaciones más norteñas. En el invierno del 2006 se contaron 141 individuos en dormideros en todo el parque nacional.
- **Aguilucho lagunero**: reproductor común, con unas 150 parejas reproductoras en el año 2000 (García y col. 2000), cuyos efectivos se incrementan durante los pasos migratorios y en el invierno. En ésta época del año 2006 se detectaron 545 individuos en dormideros en todo el parque nacional.
- **Aguilucho pálido**: migrador e invernante común, en el invierno de 2006 se encontraron 32 individuos en todo el parque nacional.
- **Ratonero común**: aunque no muy abundante, está presente todo el año con algunos aportes de aves invernantes. En el invierno de 2006, se contaron 44 individuos.
- **Águila calzada**: muy común como reproductor, esta pequeña águila se comporta principalmente como migrador transahariano, si bien la invernada se ha convertido en los últimos años en un hecho habitual. En el invierno de 2006, se encontraron 10 individuos de esta especie.
- **Águila imperial ibérica**: unas pocas parejas presentes todo el año, en el año 2006 se contabilizaron 2 parejas, además de algunos individuos inmaduros dispersivos.

Por tanto, el águila imperial ibérica, el milano real, el aguilucho lagunero y el águila calzada están en Doñana todo el año. Con las migraciones de invierno, aumentan las poblaciones de milano real y ratonero común y aparece el aguilucho pálido. En la época estival, migra a Doñana el milano negro y aumentan las poblaciones de aguilucho lagunero y águila calzada. Dadas estas diferencias en la comunidad de rapaces a lo largo del año, decidimos separar los datos en función de la época: época invernal (octubre y enero) y época estival (abril y julio).

1.4. LAS ACTUACIONES DE REPOBLACIÓN DE CONEJOS EN EL PARQUE NACIONAL DE DOÑANA.

Se repoblaron con conejos 4 áreas distintas de 300 ha cada una. Dos de estas áreas se construyeron en el año 2004 en una zona cercana a la marisma, la zona de la “Vera” (llamada así por ser la zona más amplia de la Reserva Biológica de Doñana situada entre la marisma y el matorral, figura 3) y las otras dos se construyeron en el año 2005 en una zona de interior, la zona de las “Lagunas” (figura 3).

En cada una de las cuatro áreas se construyeron unas “parcelas de actuación” de 5 ha cada una (12 parcelas en cada una de las dos áreas de la “Vera” y 9 en cada una de las dos áreas de las “Lagunas”; figura 3). Dentro de cada una de estas parcelas se montaron 5 vivares (madrigueras artificiales) de conejos. Los vivares constaban de 72 cámaras realizadas con palés de forma que todas las cámaras estaban interconectadas entre sí. Los palés se recubrían de arena y matorral para integrar el vivar en el ambiente (figura 4).

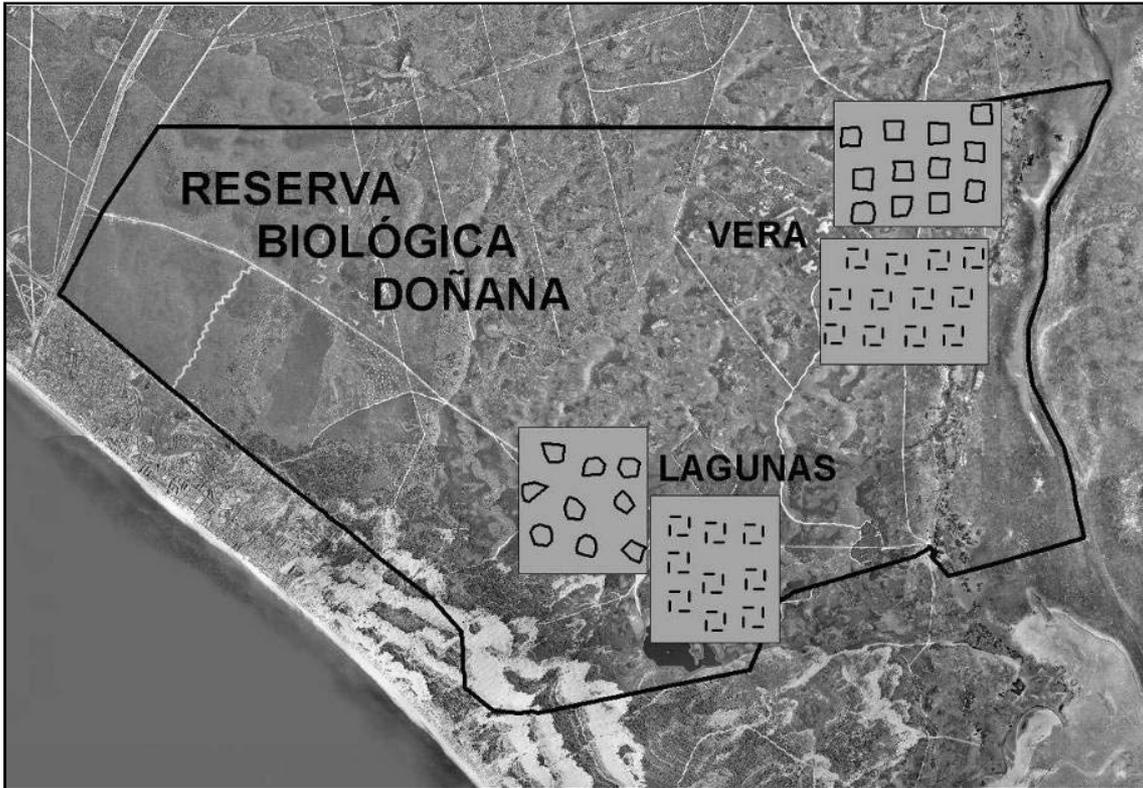


FIGURA 3: Zonas y áreas de repoblación, las 2 áreas de repoblación de la zona de la “Vera” se construyeron en el 2004), y las dos áreas de repoblación de la zona de las “Lagunas” en el 2005. Dentro de cada área se observan las parcelas de actuación. En línea continua cuando estas parcelas están rodeadas por cercados de exclusión de depredadores terrestres, y en discontinua cuando carecen de éstos.



FIGURA 4: Vivar de conejos. Por detrás se observa la malla de un cercado de exclusión de depredadores terrestres.

Para estudiar el efecto diferencial de la depredación terrestre la repoblación se hizo rodeando las parcelas de actuación con un cercado de exclusión de depredadores terrestres en dos de las áreas y sin utilizar los cercados en las otras dos. Es decir, en cada zona, “Vera” y “Lagunas”, había un área con las parcelas de actuación de 5 ha cercadas y otra con las parcelas de actuación sin cercar (figura 5). Los cercados de exclusión de depredadores terrestres estaban formados por una malla metálica de torsión de 1,80 metros de altura sostenida mediante postes cada dos metros aproximadamente (figura 4). Además, la malla se enterró en el suelo a medio metro de profundidad tanto para evitar la salida de conejos como la entrada de depredadores excavando el sustrato.



FIGURA 5: Vista general del área de repoblación *con* cercados de la zona de actuación de la “Vera”. Se diferencian bien las parcelas de actuación de 5 ha debido a que, en este caso, están rodeadas con un cercado de exclusión (se ve una línea clara que forma un cuadrado en torno a cada parcela) y dentro de cada parcela, distribuidos en las esquinas y en el centro, los vivares de conejo (formas claras de forma casi rectangular). Nótese que las parcelas están distribuidas en el espacio a modo de tablero de ajedrez dejando entre parcela y parcela un espacio sin cercar del mismo tamaño que la parcela cercada (5 ha).

Por tanto, se siguieron dos tratamientos distintos para la repoblación: (1) repoblación *con* cercados de exclusión de depredadores terrestres (en dos áreas denominadas “Área de repoblación *con* cercados 2004”, en la zona de la “Vera”, y “Área de repoblación *con* cercados 2005”, en la zona de las “Lagunas”) y (2)

repoblación *sin* cercados de exclusión de depredadores terrestres (otras dos áreas llamadas, “Área de repoblación *sin* cercados 2004”, en la zona de la “Vera”, y “Área de repoblación *sin* cercados 2005” en la zona de las “Lagunas”).

Se soltaron un total de 1200 conejos en la zona de la “Vera” y en el año 2004 y 930 conejos en la de las “Lagunas” en el año 2005. En las áreas de actuación del año 2004, dentro de cada vivar se introdujeron 10 conejos (en la proporción de 3 machos y 7 hembras). Un total de 50 conejos por parcela de actuación. En las áreas de repoblación del año 2005, el número de conejos soltados fue distinto en cada parcela de actuación: en dos parcelas cercadas y dos sin cercar no se repobló con ningún animal, en otras dos cercadas y dos sin cercar se repobló con 3 hembras y 2 machos por vivar, en otras dos de cada tipo se repobló con 9 hembras y 4 machos por vivar, y en otras tres parcelas de cada tipo se repobló con 13 hembras y 6 machos por vivar.

2. METODOLOGÍA

2.1. DISEÑO DEL ESTUDIO

Se clasificaron las áreas de repoblación en función del tratamiento: *áreas de repoblación con cercados* y *áreas de repoblación sin cercados*. Además se estableció un *área control* que no fue repoblada con conejos (figura 6).

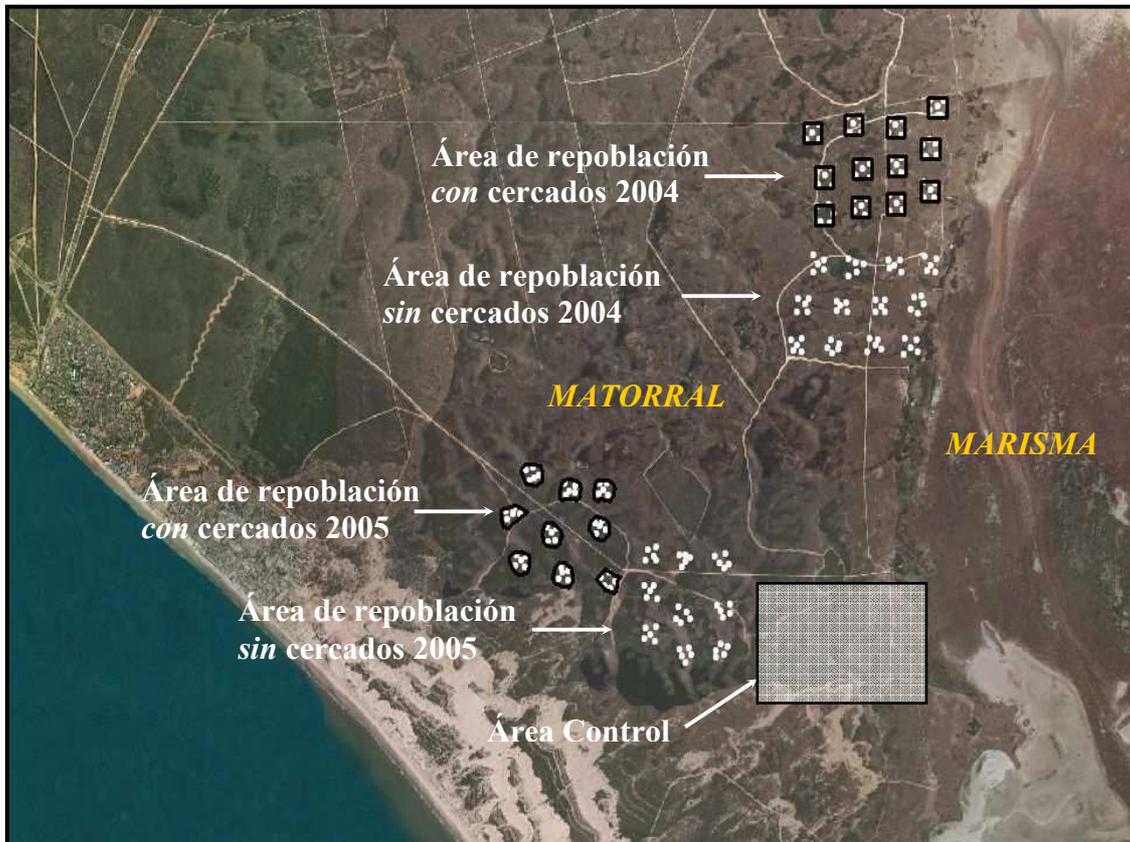


FIGURA 6: Sobre el área de estudio se muestran las cinco áreas de estudio. En las áreas de repoblación se señala la disposición de los vivares con puntos blancos, y en las áreas con cercados de exclusión éstos están marcados con una línea negra.

2.2. ABUNDANCIA DE RAPACES Y FACTORES QUE LE AFECTAN

Alrededor de cada una de las áreas de estudio se estableció un transecto lineal para medir la abundancia relativa de rapaces (figura 7). Los transectos lineales se utilizan con frecuencia para estimar la abundancia relativa o absoluta de aves. Ha demostrado ser es una técnica más eficiente que otras, como los puntos de conteo, debido a que se detecta un número mayor de aves, y que es menos susceptible al movimiento de los animales (Bibby y col. 1992). Los transectos lineales son útiles sobre todo cuando, como en

nuestro caso, se necesita cubrir áreas grandes o contar muchas especies (Bibby y col. 1992).

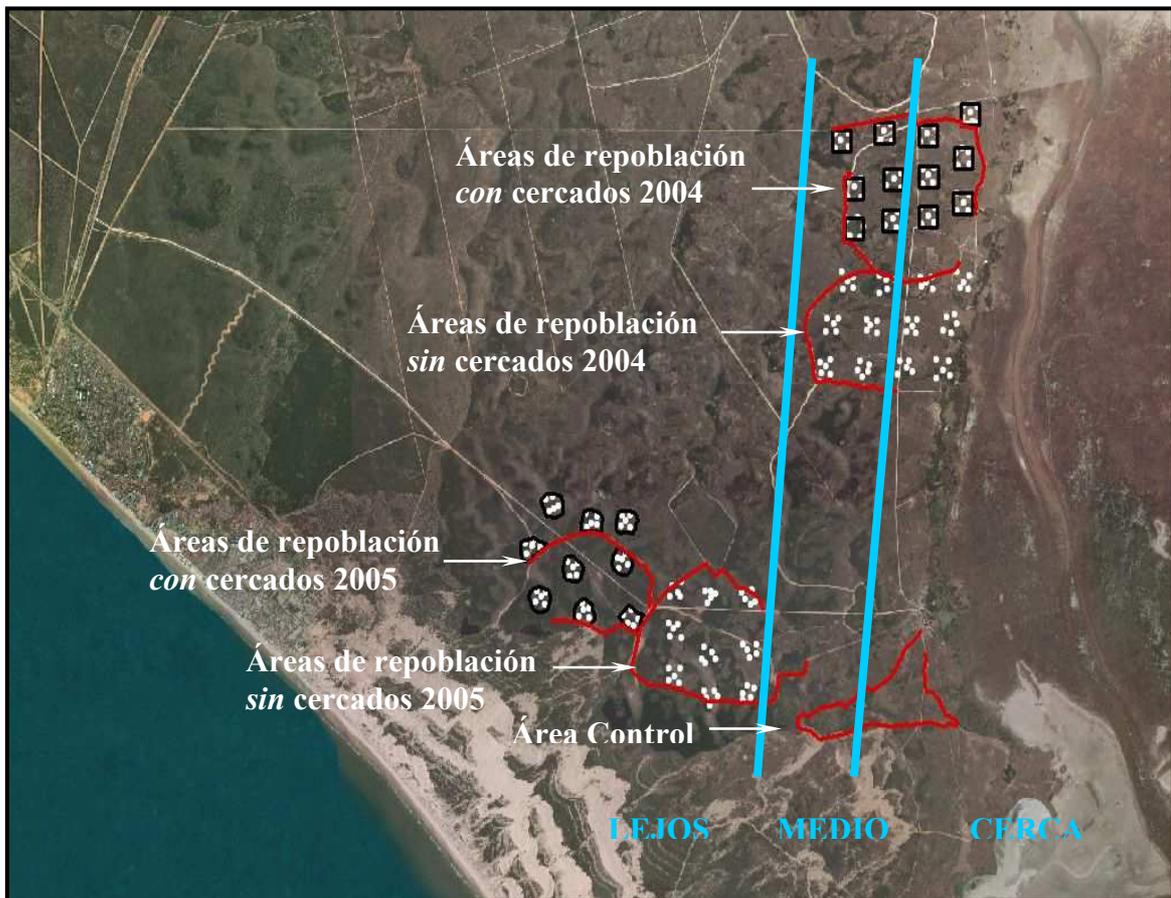


FIGURA 7: Sobre el área de estudio se señalan con líneas rojas los transectos lineales establecidos para el censo de rapaces en cada una de las áreas de estudio.

Los censos se realizaron entre Abril de 2005 y Mayo de 2006. Se realizaron censos dos días a la semana durante 8 semanas distribuidas a lo largo de cada estación (época estival de abril a julio, y época invernal de octubre a enero). Una vez que las actuaciones de repoblación del año 2005 finalizaron, en Abril 2006, se realizaron 8 censos más en todas las áreas incluyendo las áreas de la zona de actuación de las “Lagunas” (“área de repoblación *con* cercados 2005” y “área de repoblación *sin* cercados 2005”). Por tanto, las áreas de la zona de actuación de las “Lagunas” sólo se estudiaron durante la época estival.

Los transectos fueron realizados por la misma persona desde un vehículo todo – terreno a una velocidad de entre 5 y 15 km/h dejando siempre a la izquierda del

vehículo la zona a muestrear excepto en las áreas *con* cercados de exclusión de depredadores terrestres donde no siempre fue posible. Se anotaban todas las rapaces en una franja de unos 300 metros. Cuando era necesario se paraba el vehículo y se usaban los prismáticos para identificar a la especie. En ese caso no se tenían en cuenta aquellas nuevas rapaces que se avistaban mientras el vehículo estaba parado.

Las variables climatológicas pueden influir en la abundancia de rapaces avistadas (Fuller y Mosher 1981) por lo que se evitó censar en días lluviosos o de viento fuerte. En algunos estudios se ha visto que la hora del día en la que se realiza el censo puede influir también en la cantidad de rapaces que se ven (Fuller y Mosher, 1981; Verner y Ritter, 1986; Bunn, Klein y Bildstein, 1995). Para ver si esta fuente de variabilidad debía de ser considerada en nuestro estudio, se realizaron dos censos diarios (uno por la mañana, comenzando aproximadamente a las 08:00 hora solar y otro por la tarde, comenzando aproximadamente a las 15:00 hora solar).

Cada día se necesitaban de 2 a 3 horas para censar todas las áreas. Para evitar el efecto de la hora de comienzo del censo, cada día se comenzaba a censar en un área distinta.

2.2.1. DISTANCIA A LA MARISMA

La vera (zona de transición entre los hábitats de marisma y matorral) es conocida por ser uno de los biotopos más ricos y productivos de Doñana. Se caracteriza por presentar una alta densidad de conejos (Villafuerte y col. 1994; Palomares y col. 2001; Román y Palomares 2006) y además, es una zona importante para la búsqueda de alimento y de nidificación de todo tipo de aves (Veiga e Hiraldo, 1990). Dado que este parámetro podría afectar tanto a la abundancia de conejos como a la abundancia de rapaces, se establecieron tres categorías en función de la distancia a la marisma: “Cerca”, “Medio” y “Lejos” (figura 8).

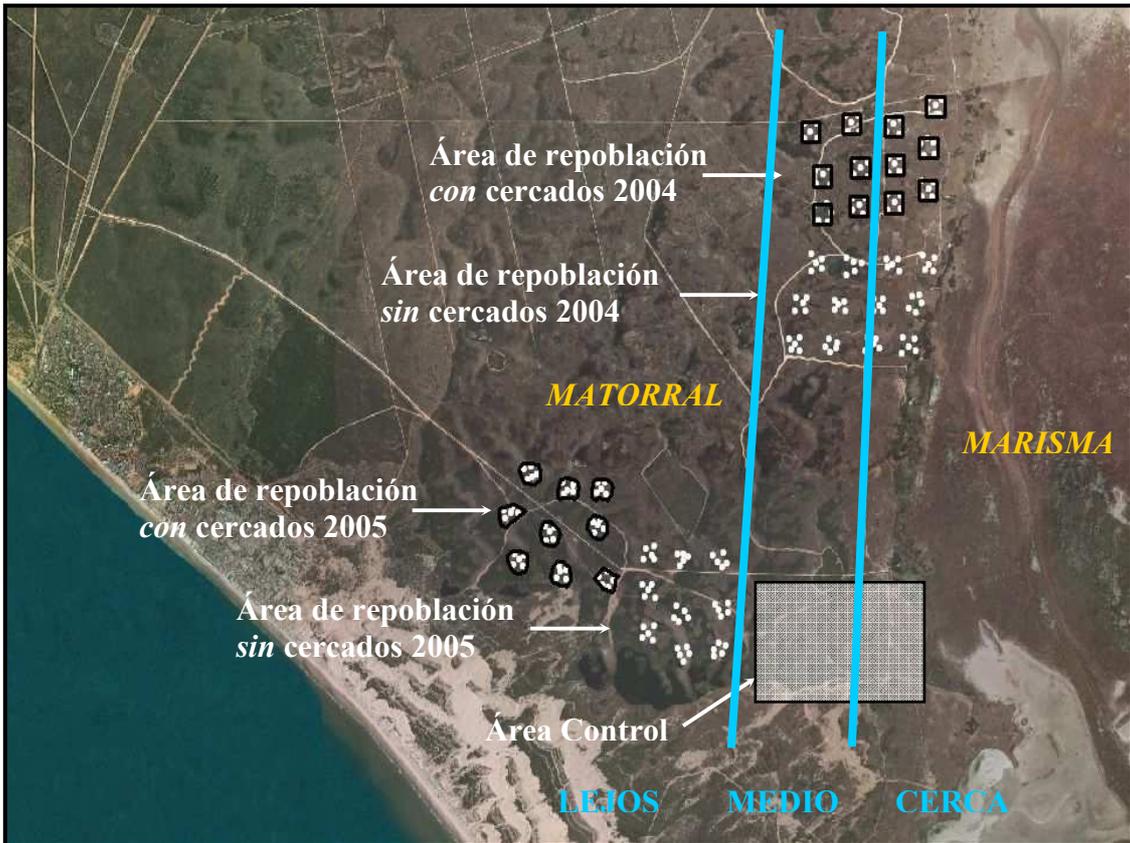


FIGURA 8: Sobre el área de estudio se muestran las cinco áreas de estudio divididas en función de la distancia a la marisma (“Cerca”, “Medio”, “Lejos”).

2.2.2. ABUNDANCIA DE CONEJOS

Para determinar la abundancia de conejos se realizó un conteo de excrementos de conejo en Abril del 2006 en todas las áreas de estudio (tanto en las áreas de repoblación como en el área control). Los conteos de excrementos aportan una buena aproximación a la densidad de conejos y son adecuados para estudios de abundancia a gran escala (Palomares, 2001). Se seleccionaron 52 puntos en cada una de las cinco áreas de estudio (figura 9) y se realizó el conteo de excrementos dentro de un círculo de $0,50 \text{ m}^2$.

Para evaluar el efecto de la distancia a la marisma sobre los conejos se utilizaron las tres mismas categorías de distancia (“Cerca” / “Medio” / “Lejos”) establecidas para el estudio de la abundancia de rapaces. En la zona de la “Vera” (áreas de repoblación del año 2004) y en el área control, los puntos se escogieron de modo que la mitad de ellos se encontrasen dentro de la zona “Cerca” de la marisma y la otra mitad en la zona “Medio” (figura 9). Además, para evaluar el efecto de los cercados sobre los conejos, en las áreas *con* cercados (“Área *con* cercados 2004” y “Áreas *con* cercados 2005”) se procuró que la mitad de los puntos estuviesen dentro de los cercados y la otra mitad fuera de los mismos.

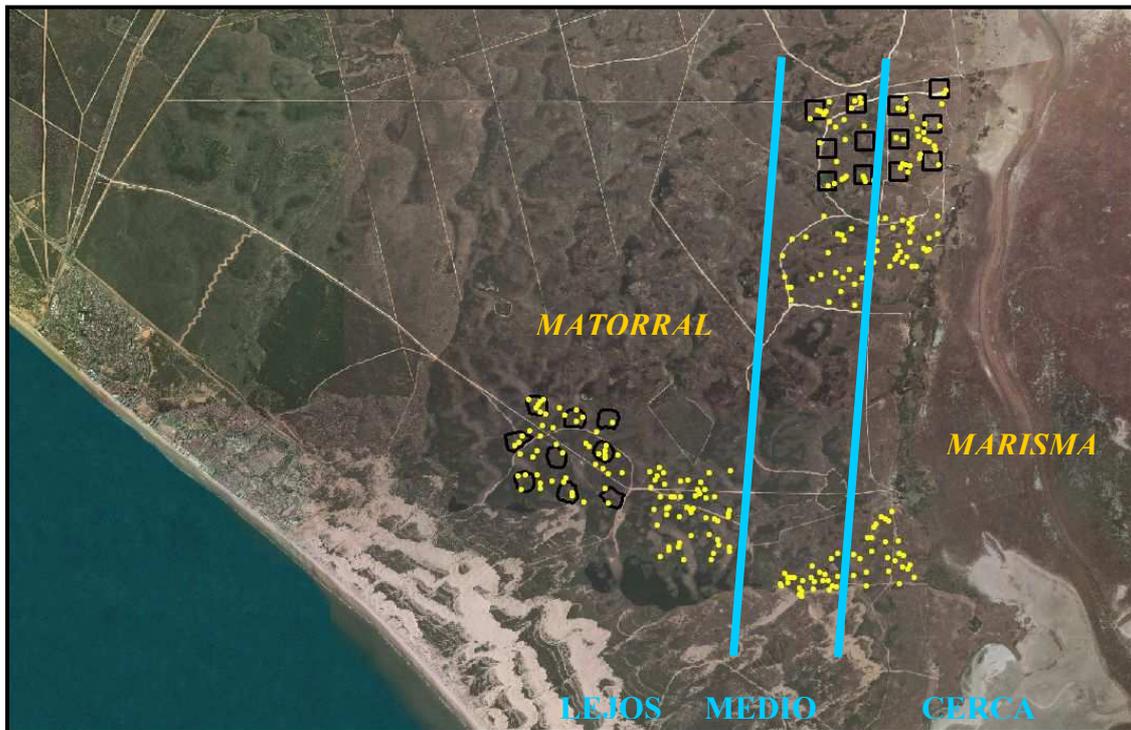


FIGURA 9: Sobre el área de estudio se señalan con puntos amarillos los lugares donde se realizaron los conteos de excrementos de conejo.

2.2.3. EXISTENCIA DE DORMIDEROS Y NIDOS DE RAPACES

La distancia a la marisma podría afectar a la abundancia de rapaces, ya que la vera se caracteriza por ser una zona importante de alimentación y nidificación (Veiga e Hiraldo, 1990). De hecho, en la zona de estudio encontramos los dormideros de las

especies de rapaces más abundantes en el Parque Nacional, el milano negro y el milano real y se observa que la abundancia de nidos disminuye a medida que nos alejamos de la marisma (figura 10). Por tanto, la existencia de dormideros y nidos en las zonas de suelta podrían aumentar la posibilidad de avistar rapaces en estas zonas.

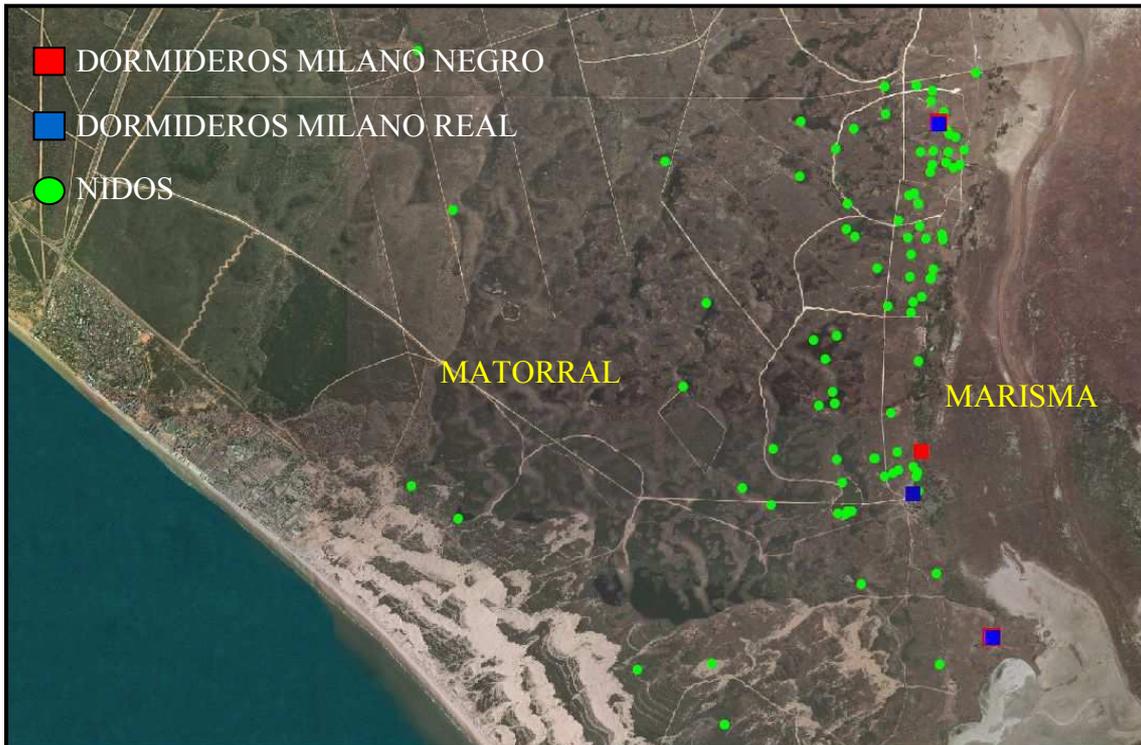


FIGURA 10: Sobre el área de estudio se indica la situación de los dormideros de milano negro, milano real y los nidos de rapaces (el 50% nidos de milano negro) (Fuente: Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales, EBD).

2.2.4. ÍNDICES DE DORMIDEROS Y NIDOS

Para evaluar el efecto de los nidos y dormideros sobre la abundancia de rapaces se calcularon dos índices utilizando la localización geográfica de cada nido (datos proporcionados por el Equipo de Seguimiento de los Procesos Naturales de la EBD).

Se calculó un “Índice de dormideros” usando la siguiente fórmula:

$$I_{DORMIDEROS} = \sum_{i=1}^n \frac{N}{d}$$

Donde n es el número de dormideros, N el número de individuos del dormidero y d, la distancia menor en línea recta del dormidero al área de estudio. Este índice se calculó

para cada época del año (especies estivales / especies invernantes). Sólo se consideraron aquellos dormideros a menos de 2 kilómetros del área, pues a partir de esta distancia del dormidero o nido es poco probable observar un ave (Sergio, 2003).

Por su parte, para determinar la incidencia de los nidos en la abundancia de rapaces observada en la época estival, se calculó un “Índice de nidos” usando la siguiente fórmula:

$$I_{NIDOS} = \sum_{i=1}^n \frac{1}{d}$$

Donde n es el número de nidos y d, la distancia menor en línea recta de cada nido al área de estudio. Sólo se consideraron aquellos nidos a menos de 2 kilómetros del área de estudio (Sergio, 2003).

2.3. MICROESCALA Y ACTIVIDAD

Para comprender mejor qué factores relacionados con el tratamiento afectaban a la abundancia de rapaces se realizaron dos últimos estudios en las áreas *con* cercados de exclusión de depredadores terrestres: un estudio a microescala y otro sobre la actividad de las rapaces observadas.

2.3.1. MICROESCALA

Como si de un tablero de ajedrez se tratase, cada parcela de actuación de 5 ha de las áreas de repoblación *con* cercados estaba separada de las demás a una distancia de 200 – 300 metros entre sí, de modo que entre las parcelas cercadas encontrábamos espacios de 5 ha (del mismo tamaño que el de las parcelas; figuras 5 y 11) donde no se realizaron actuaciones de repoblación. Esta distribución nos permitió diseñar un estudio, a una escala menor, en el cual ver si las rapaces de las áreas de repoblación *con* cercados preferían volar sobre las parcelas cercadas o sobre los espacios que quedaban entre ellas. Se censaron el mismo número de parcelas cercadas y de espacios sin cercar en

cada una de las dos áreas de repoblación *con* cercados (la de la zona de la “Vera” y la de la zona “Lagunas”; figura 11). En los censos realizados sobre estas áreas se anotaba si las rapaces eran avistadas sobre las parcelas con cercados de exclusión de depredadores terrestres o sobre los espacios de 5 ha sin cercar.

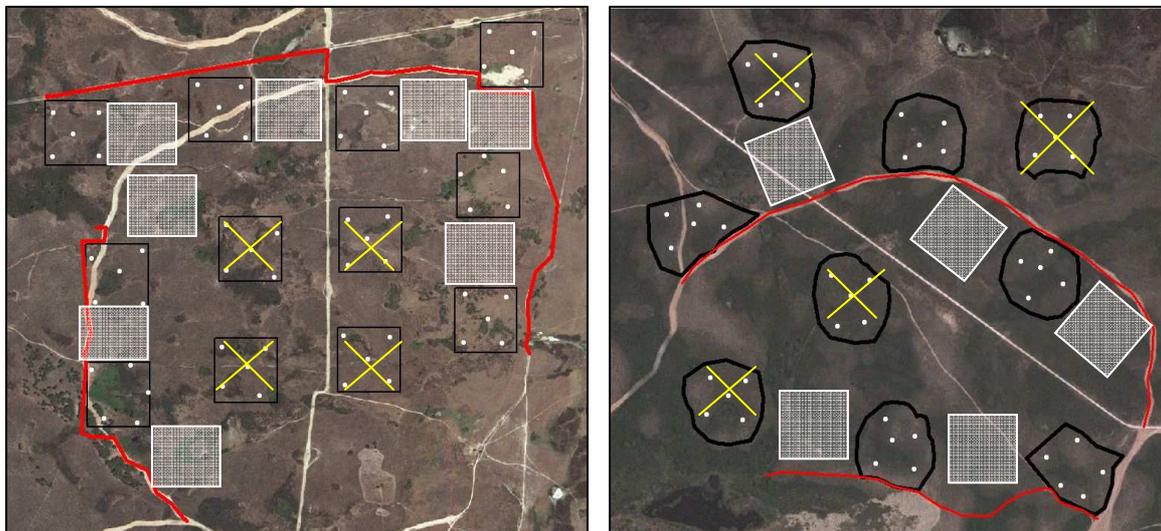


FIGURA 11: A la izquierda el “Área *con* cercados de exclusión de depredadores terrestres 2004” (zona de la “Vera”) y a la derecha, el “Área *con* cercados de exclusión de depredadores terrestres 2005” (zona de las “Lagunas”). En cada una de estas áreas se muestra: el transecto lineal establecido para el censo de rapaces (línea roja), las parcelas cercadas censadas (cuadrados transparentes) y los espacios de igual tamaño y sin cercar censados (cuadrados blancos). No se realizaron censos en las parcelas cercadas tachadas de amarillo

Un diseño a esta escala permite estudiar el uso de los espacios cercados y sin cercar por las rapaces independientemente de factores como la cercanía a la marisma, los dormideros o los nidos, o la cantidad de posaderos, ya que parcelas cercadas y espacios sin cercar se encuentran a distancias muy similares de los nidos y dormideros y la cantidad de posaderos es la misma. Por tanto, si encontrásemos diferencia en el número de rapaces sobrevolando las parcelas, o los espacios sin cercar, podremos suponer que hay algo, bien dentro de los cercados bien fuera de ellos, que está atrayendo a las rapaces.

2.3.2. ACTIVIDAD

La malla de las parcelas con cercados de exclusión de depredadores terrestres estaba sostenida por postes de 1,80 metros de altura distanciados a cada dos metros

aproximadamente (figura 12). La malla de cada parcela de actuación cercada estaba pues sujeta con unos 450 postes, lo que significa que en el área “Área con cercados de exclusión de depredadores terrestres 2004” (zona de la “Vera”) se instalaron unos 5400 postes y en el “Área con cercados de exclusión de depredadores terrestres 2005” (zona de las “Lagunas”) unos 4050.



FIGURA 12: Parcela con cercado de exclusión de depredadores terrestres. Se observa la malla metálica de torsión y los postes que soportan dicha malla.

Muchos investigadores han documentado la importancia de los postes como lugares de descanso y alimentación para las rapaces (Ashkam 1990), y la mayor abundancia de rapaces en lugares con mayor abundancia de posaderos (Ashkam, 1990; Kay y col. 1994; Wolf y col. 1999; Weber, 2004). Algunas especies de rapaces cazan desde postes elevados, y pueden sentirse atraídas hacia los lugares con más sitios para posarse (Janes 1984). Es bien conocido que especies como el milano real o el ratonero utilizan frecuentemente posaderos para cazar (Cramps y Simmons 1982). Por esta razón, quisimos ver si había diferencias en la cantidad de aves posadas y aves planeando en función del tipo de tratamiento, la época del año y la especie.

Encontrar una gran cantidad de aves posadas en áreas con muchos posaderos podría ser indicativo de que las rapaces se han visto atraídas en alguna medida a la zona por los posaderos. En cambio si en áreas con muchos posaderos se ve la misma proporción de aves posadas que en áreas sin tantos posaderos podría indicar que los posaderos existentes no resultan muy atractivos para las aves estudiadas.

En resumen, en los censos de rapaces se tomaron los siguientes datos para cada individuo avistado: especie, época del año (estival / invernal), actividad de la especie (planeando / posada) y parámetros característicos del lugar de observación: el tipo de tratamiento (repoblación *con* cercados, repoblación *sin* cercados, control) y distancia a la marisma (“Cerca”, “Medio”, “Lejos”). Además, en las áreas *con* cercados de exclusión de predadores terrestres, se anotó el lugar exacto de la observación (sobrevolando dentro de los cercados o fuera de los mismos).

2.4. ANÁLISIS DE DATOS

2.4.1. ABUNDANCIA DE RAPACES Y FACTORES QUE LA AFECTAN

Se describió la abundancia de rapaces en función de la época del año y la especie. Para analizar los factores que afectaban a la abundancia de rapaces, se separaron los datos en función de la época del año (especies en la época estival / especies en la época invernal). Se calculó la media de rapaces observadas por km de transecto para cada tratamiento, y para cada tratamiento en función de la distancia a la marisma. Se analizó si la abundancia de rapaces por km variaba en función del turno de censo (mañana / tarde) usando un Test de Mann – Whitney.

Se analizó si la abundancia de rapaces variaba o no con la abundancia de conejos. Para ello, se midió la abundancia relativa de conejos (medida como el número de excrementos por m²) en cada tratamiento y en función de la distancia a la marisma usando un Modelo Lineal Generalizado Mixto (Procedimiento GLIMMIX). Se seleccionó como variable aleatoria la zona de actuación (“Vera” o “Lagunas”). Además, en las dos áreas de repoblación *con* cercados (“área de repoblación *con* cercados 2004” y “área de repoblación *con* cercados 2005”) se analizó si la abundancia relativa de conejos variaba dentro y fuera de los cercados mediante un Modelo Lineal Generalizado (Procedimiento GLIM), usando de nuevo como variable aleatoria la zona de actuación.

Se comprobó si la abundancia de rapaces invernantes y estivales variaba en función del tratamiento, la abundancia de conejos, la distancia a la marisma y el índice de dormideros mediante análisis univariantes.

2.4.2. ANÁLISIS A MICROESCALA Y ANÁLISIS DE LA ACTIVIDAD

Se calculó la media de rapaces dentro y fuera de los cercados en cada época y tratamiento y se determinó si existían diferencias mediante un Test de la T.

Por último, se contó el número de aves posadas y planeando por época del año y tratamiento, para cada especie, y para el conjunto de las rapaces observadas. Se calculó la relación aves posadas en relación a las aves avistadas para cada época y cada tratamiento (repoblación *con* cercados, repoblación *sin* cercados y control) con el fin de comparar dichos valores.

3. RESULTADOS

3.1. ABUNDANCIA DE RAPACES Y FACTORES QUE LE AFECTAN

3.1.1. CENSOS REALIZADOS

Se realizaron un total de 72 censos de rapaces durante la época invernal (tabla 2): 25 en el áreas de repoblación *con* cercados (12 durante el turno de mañana y 13 durante el turno de tarde), 22 en las áreas de repoblación *sin* cercados (11 por la mañana y 11 por la tarde) y 25 en el área control (12 por la mañana y 13 por la tarde).

En la época estival se realizaron un total de 114 censos: 44 en las áreas de repoblación *con* cercados (31 por la mañana y 13 por la tarde), 38 en las áreas de repoblación *sin* cercados (30 por la mañana y 8 por la tarde) y 32 en el área control (23 por la mañana y 9 por la tarde; tabla 2).

TABLA 2: Número de censos de rapaces realizados para este estudio

	Áreas de repoblación <i>con</i> cercados		Áreas de repoblación <i>sin</i> cercados		Área Control		TOTAL
	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	MAÑANA	TARDE	
ÉPOCA INVERNAL	12	13	11	11	12	13	72
ÉPOCA ESTIVAL	31	13	30	8	23	9	114
TOTAL							186

3.1.2. ESPECIES OBSERVADAS

La abundancia de rapaces fue casi 4 veces superior en la época estival que en la época invernal (se observaron un total de 1097 rapaces en la época estival y 296 rapaces en la época invernal).

Durante la época invernal se observaron rapaces de 6 especies distintas pero en 15 ocasiones la rapaz no pudo ser identificada. Por orden de importancia las especies observadas fueron el milano real, el ratonero y el milano negro (figura 13). Un grupo de rapaces que se observaron de manera eventual (menos de 10 individuos) como el cernícalo vulgar (6 individuos) y el águila imperial ibérica (2 individuos) y los buitres leonados (26 individuos) se han unido en la categoría “Otros”.

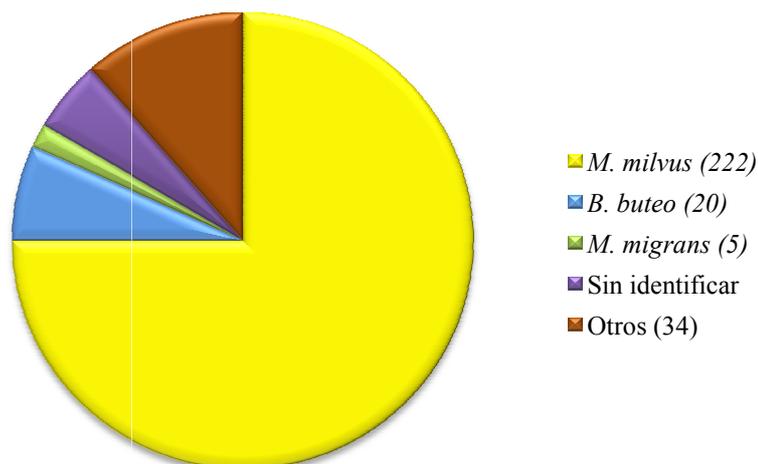


FIGURA 13: Especies avistadas durante la época invernal. Entre paréntesis se indica el número de individuos observados.

En la época estival se observaron rapaces de 10 especies distintas, no pudiéndose identificar a 26 individuos. Por orden de importancia, las rapaces observadas fueron el milano negro, el milano real, el águila calzada y el ratonero (figura 14). En esta época dentro de “Otros” se han considerado las siguientes rapaces: cernícalo vulgar (8 individuos), aguilucho lagunero (4 individuos), buitre leonado (4 individuos), águila culebrera (4 individuos), águila imperial ibérica (1 individuo) y aguilucho cenizo (1 individuo).

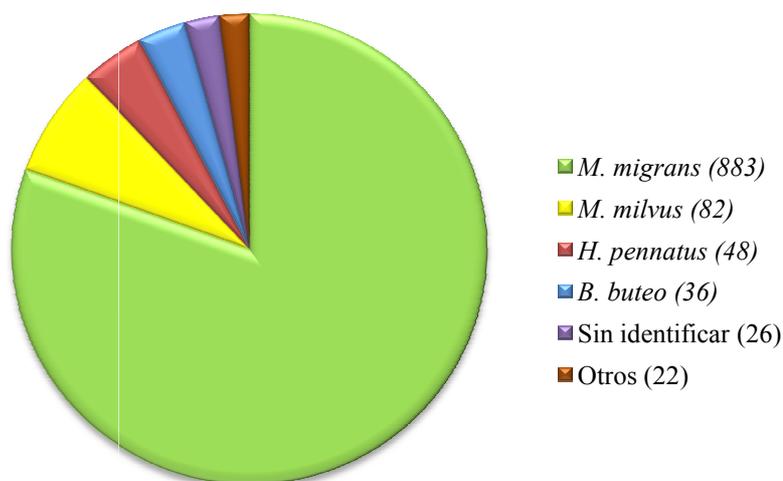


FIGURA 14: Especies avistadas durante la época estival. Entre paréntesis se indica el número de individuos observados.

3.1.3. ABUNDANCIA DE CONEJOS

La abundancia de conejos fue superior en las áreas de repoblación *con* cercados, seguida de las áreas de repoblación *sin* cercados, y por último, del área control (tabla 3).

TABLA 3: Abundancia de conejos (número de excrementos por m²) en función del tratamiento y la distancia a la marisma (Media ± Error Estándar)

	DISTANCIA A LA MARISMA							
	TOTAL		CERCA		MEDIO		LEJOS	
	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>
Repoblación <i>con</i> cercados	104	28,46±7,363	26	42,92±16,640	26	32,69±17,988	52	19,12±8,240
Repoblación <i>sin</i> cercados	104	11,90±3,980	26	14,31±9,060	26	7,23±3,695	52	13,04±6,343
Control	40	2,95±1,534	26	4,00±2,330	14	1,00±0,584		

El tipo de tratamiento afectó significativamente a la abundancia de conejos (Procedimiento GLIMMIX, $F_{2, 243} = 7,24$ $P=0,0009$; figura 15). La distancia a la marisma no afectó a la abundancia de conejos, aunque siempre hubo más conejos “Cerca” de la marisma dentro de cada tratamiento disminuyendo a medida que nos alejábamos de la marisma excepto en un caso: en las áreas de repoblación *sin* cercados hubo más conejos “Lejos” que a distancia “Medio”(tabla 3).

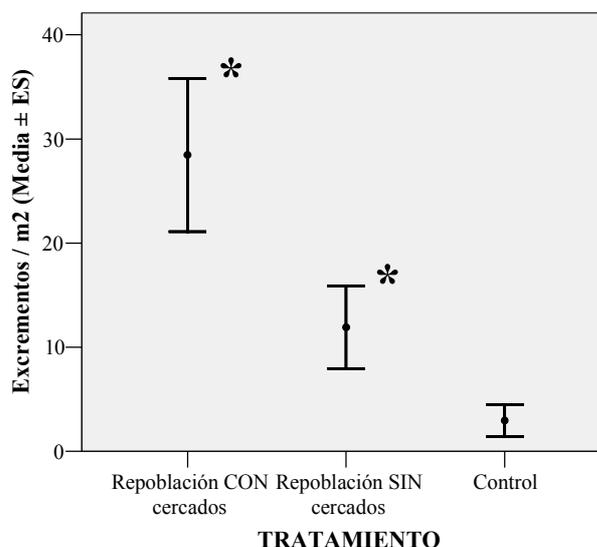


FIGURA 15: Abundancia de conejos (número de excrementos / m²) en función del tratamiento empleado. El asterisco indica diferencias significativas ($P < 0,05$)

Por otra parte, en las áreas de repoblación *con* cercados de exclusión, la abundancia de conejos fue significativamente mayor dentro de los espacios cercados que fuera de estos (Procedimiento GLIM, $F_{1,101}=16,00$ $P=0,0001$). Parece importante destacar que la

abundancia de conejos se mantuvo constante dentro de los cercados a distancia “Cerca” y “Medio” (distancias que corresponden ambas a la zona de la “Vera”; figura 7, pág. 19).

TABLA 4: Abundancia de conejos (número de excrementos por m²) dentro y fuera de los cercados de exclusión de depredadores terrestres en función de la distancia a la marisma (Media ± Error Estándar)

	TOTAL		CERCA		MEDIA		LEJOS	
	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>
DENTRO	52	51,19±13,617	13	65,08±29,550	13	65,38±34,207	26	37,15±15,822
FUERA	52	5,73±3,651	13	20,77±14,098	13	0	26	1,08±0,794

3.1.4. FACTORES QUE AFECTAN A LA ABUNDANCIA DE RAPACES

No se observaron diferencias significativas en la abundancia de rapaces observadas en función del turno ni durante la época invernal (Test de Mann –Whitney U=607,5 P=0,646 n=67) ni durante la estival (Test de Mann – Whitney U=1075,0 P=0,234 n=119). Por esta razón, y teniendo en cuenta que el número de rapaces censadas era superior por la mañana, se utilizaron sólo los datos de la mañana en los análisis posteriores.

TABLA 5: Abundancia de especies observadas por km y censo en función del turno (Mañana / Tarde) (Media ± Error Estándar)

	ÉPOCA ESTIVAL		ÉPOCA INVERNAL	
	n	Media	n	Media
MAÑANA	84	2,25±0,210	35	0,96±0,202
TARDE	30	2,38±0,266	37	0,96±0,216

3.1.4.1.ÉPOCA INVERNAL

Se observó una media de 2,48±0,456 aves/km en el área de repoblación *con* cercados, 0,35±0,137 aves / km en el área de repoblación *sin* cercados y 0,23±0,094 aves / km en el área Control (tabla 6). La abundancia de rapaces en cada tratamiento fue siempre superior a distancias “Cerca” de la marisma (tabla 6).

TABLA 6: Abundancia de rapaces en la época invernal (aves/km) en función del tipo de tratamiento y la distancia a la marisma (Media ± Error Estándar)

	Repoblación con cercados		Repoblación sin cercados		Control	
	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>
Completo	24	2,48±0,456	22	0,35±0,137	24	0,23±0,094
Cerca	12	3,78±0,668	11	0,38±0,194	12	0,46±0,166
Medio	12	1,17±0,332	11	0,32±0,203	12	0

La abundancia de rapaces se correlacionó significativamente con la abundancia de conejos (Correlación de Pearson, $r=0,976$ $P=0,001$ $n=6$; Tabla 7) y el índice de dormideros (Correlación de Pearson, $r=0,887$ $P=0,019$ $n=6$; Tabla 7).

Por otra parte, la abundancia de rapaces fue significativamente distinta para cada tipo de tratamiento (ANOVA, $F_{2,34}=26,611$ $P<0,001$; Tabla 7; figura 14) y para cada categoría de distancia a la marisma (Test de Mann – Whitney, $U=412$ $P=0,0012$; Tabla 7; Figura 16). Se observaron significativamente más rapaces en el área de repoblación *con* cercados respecto a las otras

dos áreas (Test de Tukey, $P<0,001$; Figura 16), que presentaron abundancias de rapaces similares (Test de Tukey, $P<0,963$; Figura 16). El efecto de la distancia a la marisma difirió en función del tratamiento empleado. La abundancia de rapaces fue significativamente superior “Cerca” de la marisma en el área de repoblación *con* cercados (Test de Mann – Whitney $U =19,000$

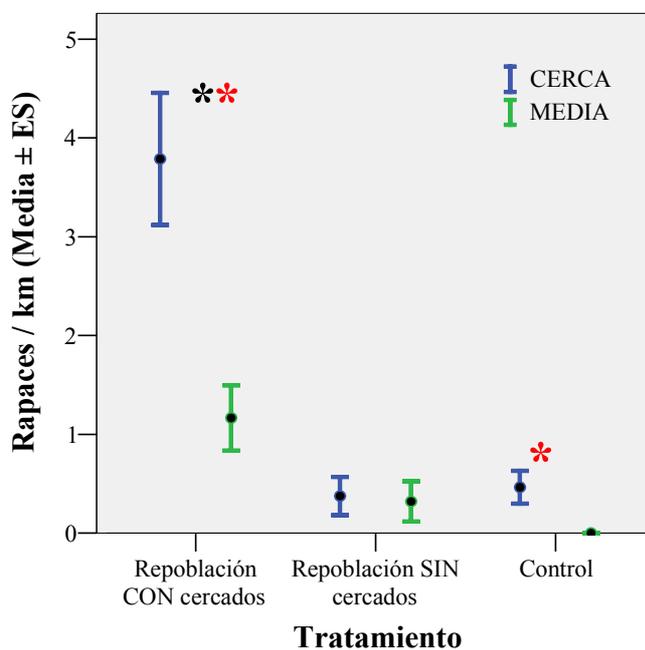


FIGURA 16: Abundancia de rapaces en la época invernal en función del tipo de tratamiento y la distancia a la marisma. El asterisco indica diferencias significativas ($P<0,05$): en negro por el tratamiento y en rojo por la distancia a la marisma.

P=0,002; Tabla 7; Figura 16). En el área Control también se encontraron diferencias significativas (Test de Mann – Whitney U =30,000 P=0,002; Tabla 7; Figura 16), pero hay que señalar que no se observaron ninguna rapaz a distancia “Medio” de la marisma. En el área de repoblación *sin* cercados no se encontraron diferencias significativas en función de la distancia a la marisma (Test de Mann – Whitney U =58,000 P=0,842; Tabla 7; Figura 16).

TABLA 7: Efecto de las variables medidas sobre abundancia de rapaces avistadas en la época invernal

VARIABLES		TEST	TOTAL KM		
			n	ESTADÍSTICO	P
TRATAMIENTO		ANOVA	35	F _{2,34} = 26,611	<0,001*
CONEJOS		Correlación de Pearson	6	r = 0,976	0,001*
DISTANCIA A MARISMA	Total	Mann - Whitney	70	U=412,0	0,012*
	Repoblación <i>con</i> cercados	Mann – Whitney	24	U=19,000	0,002*
	Repoblación <i>sin</i> cercados	Mann – Whitney	22	U=58,000	0,842
	Control	Mann - Whitney	24	U=30,000	0,002*
DORMIDEROS		Correlación de Pearson	6	r = 0,887	0,019*

3.1.5. ÉPOCA ESTIVAL

En la época estival, se observó una media de 4,08±0,506 rapaces / km en las áreas de repoblación *con* cercados, 2,66±0,499 rapaces/m en las áreas de repoblación *sin* cercados y 1,61±0,189 en el área Control (tabla 8). La abundancia de aves/km disminuyó a medida que nos alejábamos de la marisma en todos los tratamientos (tabla 8).

TABLA 8: Abundancia de especies avistadas en la época estival (aves/km) en función del tipo de tratamiento y la distancia a la marisma (Media ± Error Estándar)

	Repoblación con cercados		Repoblación sin cercados		Control	
	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>	<i>n</i>	<i>Media</i>
Completo	54	4,08±0,506	52	2,66±0,499	46	1,61±0,189
<i>Cerca</i>	23	6,87±0,79	22	4,95±0,976	23	1,81±0,314
<i>Medio</i>	23	2,53±0,392	22	1,08±0,194	23	1,41±0,209
<i>Lejos</i>	8	0,55±0,114	8	0,70±0,143		

La abundancia de rapaces avistadas estuvo significativamente correlacionada con el índice de dormideros (Correlación de Pearson, $r=0,779$ $P=0,023$ $n=8$; tabla 9) y el índice de nidos (Correlación de Pearson, $r=0,787$ $P=0,020$ $n=8$; tabla 9). La correlación entre la abundancia de rapaces y la abundancia de conejos fue marginalmente significativa en esta época (Correlación de Pearson, $r=0,656$ $P=0,077$ $n=8$; tabla 9).

La abundancia de rapaces fue significativamente distinta para cada tratamiento (ANOVA $F_{2,83}=11,564$ $P<0,001$; tabla 9 figura 17) y cada categoría de distancia a la marisma (Test de Kruskal – Wallis, $\chi^2=32,030$ $P>0,001$; tabla 9; figura 17). Se

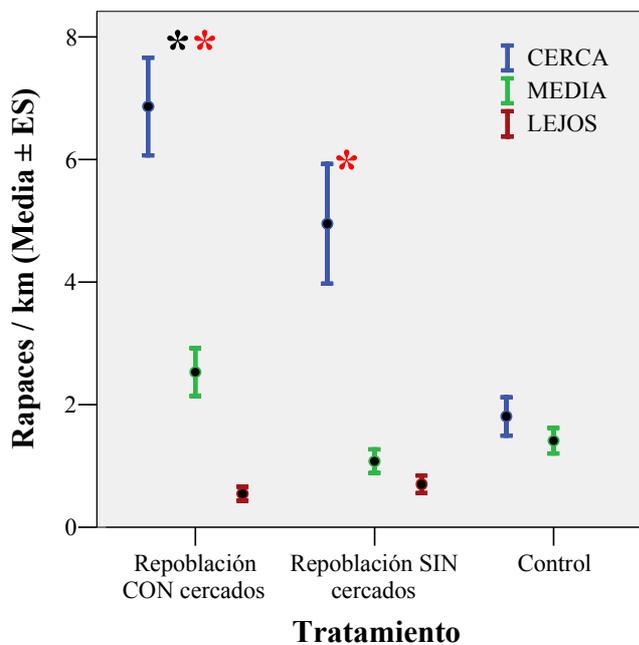


FIGURA 17: Abundancia de rapaces en función del tipo de tratamiento y la distancia a la marisma en la época estival. El asterisco indica diferencias significativas ($P<0,05$): en negro por el tratamiento y en rojo por la distancia a la marisma.

observaron significativamente más aves en las áreas de repoblación *con* cercados con respecto a los otros dos tratamientos (Test de Tukey $P<0,001$; tabla 7; figura 17), en donde se observaron abundancias similares de rapaces (Test de Tukey $P=0,970$; tabla 7; figura 17). El efecto de la distancia a la marisma difirió entre tratamientos. La abundancia de rapaces aumentó a medida que nos acercábamos a la marisma,

observándose diferencias significativas en las áreas de repoblación *con* cercados (Test de Kruskal Wallis $\chi^2=28,997$ $P<0,001$; Tabla 9; Figura 17) y en el área de repoblación *sin* cercados (Test de Kruskal Wallis $\chi^2=9,846$ $P=0,007$; Tabla 9; Figura 17). No se observaron tales diferencias en el área Control (Test de Kruskal Wallis $\chi^2=0,132$ $P=0,716$; Tabla 9; Figura 16). No obstante, aunque la abundancia de rapaces observadas fue similar en las áreas de repoblación *sin* cercados y el área Control, destaca que “Cerca” de la marisma la abundancia de rapaces en las áreas de repoblación *sin* cercados fue muy superior a la del área Control (figura 17). La abundancia de rapaces en ambos tipos de tratamiento se iguala por el efecto de la baja abundancia de aves observada a distancias “Medio” y “Lejos” de la marisma en las áreas de repoblación *sin* cercados (figura 17).

TABLA 9: Efecto de las variables medidas sobre abundancia de rapaces avistadas en la época estival

VARIABLES		TEST	TOTAL_KM		
			n	ESTADÍSTICO	P
TRATAMIENTO		ANOVA	84	$F_{2,83}=11,564$	<0,001*
CONEJOS		Correlación de Pearson	8	$r = 0,656$	0,077**
DISTANCIA A MARISMA	Total	Kruskal - Wallis	152	$\chi^2=32,030$	<0,001*
	Repoblación <i>con</i> cercados	Kruskal - Wallis	54	$\chi^2=28,997$	<0,001*
	Repoblación <i>sin</i> cercados	Kruskal - Wallis	52	$\chi^2=9,846$	0,007*
	Control	Kruskal - Wallis	46	$\chi^2=0,132$	0,716
DORMIDEROS		Correlación de Pearson	8	$r = 0,779$	0,023*
NIDOS		Correlación de Pearson	8	$r = 0,787$	0,020*

3.2. ANÁLISIS A MICROESCALA

En ambas épocas (estival e invernal), la abundancia de rapaces sobrevolando dentro de los cercados fue superior a las rapaces observadas sobrevolando sobre los espacios sin cercar (tabla 10). En la época estival se observaron 2,4 más rapaces dentro que fuera mientras que en la época invernal, se observaron 1,16 más rapaces dentro que fuera (tabla 10).

TABLA 10: Abundancia de rapaces estivales e invernantes sobrevolando dentro y fuera de los cercados de exclusión de depredadores terrestres en las áreas *con* cercados de exclusión de depredadores terrestres (Media \pm Error Estándar)

	ESTIVAL (n=31)	INVERNAL (n=12)
DENTRO	9,42 \pm 1,489	5,17 \pm 1,199
FUERA	3,87 \pm 0,672	4,42 \pm 0,857

La abundancia de rapaces volando sobre los cercados fue significativamente superior para las especies en la época estival (Test de Wilcoxon $Z=-3,568$ $P<0,001$; figura 16), pero no para las especies avistadas en la época invernal (Test de Wilcoxon $Z=-0,357$ $P=0,721$; figura 18).

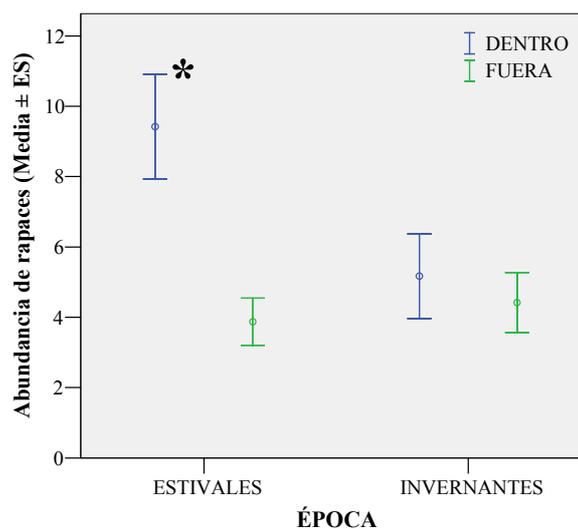


FIGURA 18: Abundancia de rapaces avistadas volando sobre los cercados (dentro) o sobre los espacios sin cercar (fuera). El asterisco indica diferencias significativas ($P<0,05$).

3.3. ACTIVIDAD

La actividad de las rapaces observadas varió en función de la época. En la época estival se observaron muchos más individuos planeando que posados de todas las especies, en cambio, en la época invernal, se observaron aproximadamente el mismo número de individuos planeando y posados, excepto en las áreas de repoblación *sin* cercados en las que el número de aves planeando fue mayor.

En las dos épocas del año, la relación aves posadas/aves avistadas fue siempre superior en las áreas de repoblación *con* cercados, seguida por el área Control y por último, las áreas de repoblación *sin* cercados (tabla 11). La proporción de aves posadas fue superior en la época invernal que en la estival en las áreas de repoblación *con* cercados y en el área control (tabla 10 y tabla 11). En el área de repoblación *sin* cercados, la proporción de aves posadas fue inferior en la época estival.

TABLA 11: Número total de aves avistadas y relación aves posadas / aves avistadas por tratamiento y época del año

	Repoblación <i>con</i> cercados		Repoblación <i>sin</i> cercados		Control	
	<i>N</i>	<i>Posadas/Total</i>	<i>N</i>	<i>Posadas/Total</i>	<i>N</i>	<i>Posadas /Total</i>
ESTIVAL	412	0,335	184	0,201	188	0,245
INVERNAL	115	0,504	14	0,143	15	0,467

3.3.1. ÉPOCA INVERNAL

En la época invernal, la actividad de las rapaces fue distinta en cada área en función del tratamiento. En el área de repoblación *con* cercados y en el área control se vieron casi tantas rapaces (milanos reales y ratoneros) planeando como posadas (tabla 10). En cambio en el área de repoblación *sin* cercados se observaron muchas más aves planeando (milanos reales principalmente). El número de ratoneros observados en el área de repoblación *sin* cercados y en el área control fue muy bajo como para sacar conclusiones sólidas (tabla 12).

TABLA 12: Número de rapaces avistadas planeando y posadas durante la época invernal

	Repoblación <i>con</i> cercados			Repoblación <i>sin</i> cercados			Control		
	<i>PLANEA</i>	<i>POSADA</i>	<i>SIN DATOS</i>	<i>PLANEA</i>	<i>POSADA</i>	<i>SIN DATOS</i>	<i>PLANEA</i>	<i>POSADA</i>	<i>SIN DATOS</i>
<i>M. milvus</i>	45	40	0	11	2	0	7	5	0
<i>B. buteo</i>	3	5	0	1	0	0	0	1	0
Total	57	58	0	12	2	0	8	7	0

3.3.2. ÉPOCA ESTIVAL

En la época estival se observaron más rapaces, de cualquiera de las especies, planeando que posadas (tabla 13), aunque la proporción difirió entre tratamientos y

entre especies. Se observaron muchos más milanos reales y águilas calzadas planeando que posadas en todos los tratamientos (como mínimo cinco veces más aves planeando que posadas).

En cambio la proporción de milanos negros planeando fue menor (aunque superior a la proporción de aves posadas). Encontramos 1'6, 3'4 y 2'7 veces más milanos negros volando que posados en las áreas de repoblación *con* cercados, áreas de repoblación *sin* cercados, y área control respectivamente (tabla 13).

Los ratoneros se comportaron de manera similar a los milanos reales y las calzadas en el área Control y a los milanos negros en el área de repoblación *con* cercados. En el área de repoblación *sin* cercados se observaron muy pocos individuos.

TABLA 13: Número de rapaces avistadas planeando y posadas durante la época estival

	Repoblación <i>con</i> cercados			Repoblación <i>sin</i> cercados			Control		
	PLANEA	POSADA	SIN DATOS	PLANEA	POSADA	SIN DATOS	PLANEA	POSADA	SIN DATOS
<i>M. migrans</i>	200	123	6	117	34	0	111	41	0
<i>M. milvus</i>	33	6	0	16	0	0	14	1	0
<i>H. pennatus</i>	15	2	0	7	0	0	5	1	0
<i>B. buteo</i>	11	4	0	1	2	0	9	1	0
Total	268	138	6	147	37	0	142	46	0

Es interesante remarcar que la proporción de aves volando y posadas parece estar influenciada no sólo por la especie a la que pertenecen, sino también por la época de la que se trate. Por ejemplo, el milano real fue encontrado en la época estival muchas más veces volando que posada (típico de todas las especies en la época estival), y durante la época invernal, por regla general, casi tantas veces volando como posados (lo mismo que a la otra especie medida en la época invernal, al ratonero; tablas 12 y 13).

4. DISCUSIÓN

La mayoría de aves avistadas durante la época invernal fueron milanos reales y ratoneros. En Doñana, la abundancia de ambas especies aumenta significativamente durante esta época con la llegada de individuos migradores: la población de milano real puede alcanzar los 600 – 1000 individuos (García y col. 2000) y también hay un aumento en la población de ratoneros en invierno (García y col. 2000). No obstante, existen otras especies tan abundantes como el milano real y el ratonero que no fueron observadas o de las que se observaron pocos individuos. No se observaron aguiluchos laguneros, una especie que alcanza los 600 – 1000 individuos en esta época (García y col. 2000), y el número de cernícalos vulgares fue bajo pese a que es una especie sedentaria con 800 – 1200 parejas reproductoras que aumenta considerablemente en invierno (García y col. 2000). Tampoco se observaron aguiluchos pálidos ni águilas calzadas, pero sus poblaciones invernantes son pequeñas. El número de águilas imperiales ibéricas avistadas (2 individuos) también fue pequeño, pero proporcional al pequeño número de aves que hay en la zona.

Durante la época estival, la mayoría de rapaces avistadas fueron milanos negros, especie que llega a alcanzar las 2000 parejas reproductoras en esta época (García y col. 2000). En menor número se observaron águilas calzadas y ratoneros (de los que hay unas 150 – 300 parejas reproductoras en la zona, García y col. 2000). Existen otras especies presentes durante la época estival en Doñana que no fueron vistas como por ejemplo el alcotán, que posee una población reproductora de alrededor de 100 parejas (García y col. 2000). El número de aguiluchos laguneros y cernícalos vulgares observados fue bajo con respecto a su abundancia en el área de estudio: existen 130 – 150 parejas reproductoras de aguilucho lagunero, y de 800 a 1200 parejas reproductoras de cernícalo vulgar (García y col. 2000). El número de águilas imperiales avistadas

también fue bajo, aunque proporcional al número de individuos de la población de Doñana.

En ambas épocas del año las especies observadas no son representativas de la comunidad de aves rapaces de Doñana. Varios factores pueden explicarlo. La detectabilidad de las aves en transectos lineales puede variar en función del comportamiento de cada especie, del clima o debido a que haya algún tipo de obstáculo para la visión como la vegetación (Bibby y col. 1992). También es posible que no se hayan observado determinadas especies por sus preferencias de hábitat, como el aguilucho lagunero, que es una especie asociada a masas de aguas someras, o el gavilán, una especie muy forestal (Cramp y Simmons 1982). Ahora bien, todas las especies observadas en grandes números son depredadores habituales de conejo (Cramp y Simmons, 1982; Blanco y col., 1990; Graham y col.1995; Blanco y Viñuela, 2004; González y Oria, 2004; Santiago García-Dios, 2005; tabla 14), mientras que la mayoría de las que no han sido observadas no se alimentan de este lagomorfo con asiduidad (Cramp y Simmons, 1982; Ferrero Cantisán y Onrubia, 2004; Donázar, 2004; Palacín Moya, 2004; Ontiveros, 2005; Zuberogoitia, 2005; Martínez – Padilla, 2006; tabla 14).

TABLA 14: Especies de rapaces presentes en Doñana según sean o no depredadores conejo.

DEPREDADORES DE CONEJO	NO DEPREDADORES DE CONEJO
<ul style="list-style-type: none"> - Milano negro - Milano real - Ratonero - Águila imperial ibérica - Águila calzada 	<ul style="list-style-type: none"> - Elanio azul - Alimoche - Buitre leonado - Águila culebrera - Aguilucho lagunero - Aguilucho pálido - Aguilucho cenizo - Gavilán - Cernícalo vulgar - Esmerejón - Alcotán - Halcón peregrino

Por tanto creemos que la metodología empleada ha servido correctamente para detectar cambios en la abundancia en las áreas de estudio de las especies que se alimentan de conejo. La única excepción ha sido el águila imperial ibérica, que es una especie presente y cuya dieta se basa en el conejo, pero poco abundante y a través de los censos no hemos podido estudiar variaciones en su abundancia.

El tratamiento afectó a la abundancia de conejos. Comparando con el área control, hubo hasta cinco veces más conejos en las áreas de repoblación *sin* cercados y hasta diez veces más en las áreas de repoblación *con* cercados. Estos resultados coinciden con los resultados de Román y Palomares (2006), según los cuales la densidad de conejos aumenta en las áreas de repoblación. Además, en las áreas de repoblación *con* cercados, dentro de éstos hubo más conejos que fuera de ellos. Según Román y Palomares (2006), los cercados perimetrales en las parcelas de repoblación son eficaces para reducir la presencia de todos los carnívoros excepto de lince. Tablado (2005) afirma que la calidad del hábitat y el control de la depredación son dos parámetros muy importantes a la hora de llevar a cabo repoblaciones de conejo. No obstante, otros factores, además del control de la depredación terrestre, pueden haber influido en que haya una mayor abundancia de conejos dentro de los cercados, por ejemplo, la existencia de cercados ha debido de evitar también la entrada de grandes herbívoros (ungulados silvestres, suidos o ganado) lo que puede favorecer a los conejos por el menor pisoteo de vivares o la mayor disponibilidad de pasto.

La abundancia de rapaces varió significativamente en función de todas las variables estudiadas: tratamiento, abundancia de conejos, distancia a la marisma, índice de dormideros e índice de nidos.

Respecto al tratamiento, en ambas épocas del año la abundancia de rapaces fue significativamente superior en las áreas de repoblación *con* cercados respecto a las otras

dos áreas. En las áreas de repoblación *con* cercados hay, como hemos dicho, más conejos y el conejo es un elemento esencial en la dieta de todas las especies observadas. El milano real presenta una dieta generalista dominada por lagomorfos, micromamíferos, aves acuáticas y reptiles (Blanco y col. 1990), y la proporción de lagomorfos en la dieta del ratonero depende de su abundancia (Graham y col. 1990). El milano negro es una especie muy adaptable consumidora de conejos que tiende a explotar situaciones de superabundancia de alimento (Blanco y Viñuela, 2004) y el águila calzada se alimenta de aves y mamíferos (incluido el conejo), y es una especie muy adaptable al medio (Santiago García – Dios, 2005). Todas estas especies son además generalistas tróficos, por lo que es posible que una mayor abundancia de conejos las haya atraído.

No obstante, hay que señalar que el efecto de los conejos no fue uniforme. Por ejemplo, la abundancia de rapaces fue similar entre las áreas de repoblación *sin* cercados y el área control pese a que hubo más conejos en el área de repoblación *sin* cercados. Es posible que exista un nivel umbral en la abundancia de conejos por debajo del cual éstos pasen desapercibidos para las rapaces (Thirgood, 1992).

También pueden existir otros factores derivados del tratamiento que afecten a la abundancia de rapaces. Los cercados de exclusión de depredadores terrestres estaban sujetos mediante postes, y posaderos adecuados pueden atraer a las rapaces (Ashkam, 1990; Kay y col. 1994; Wolf y col. 1999; Weber, 2004). Es posible que la mayor abundancia de postes, y no solo la mayor abundancia de conejos, en las áreas de repoblación *con* cercados influyera en la cantidad de rapaces vistas. De hecho por norma general, la proporción de aves posadas en el área de repoblación *con* cercados fue siempre mayor que la vista en las otras dos áreas (aunque hubo excepciones). Pero también es cierto que la cantidad de postes no afectó de igual modo a todas las especies,

ni del mismo modo en las dos épocas, ni del mismo modo a las mismas especies en cada época.

Como era de esperar a abundancia de rapaces disminuyó significativamente a medida que aumentaba la distancia a la marisma, y tanto la cantidad y la distancia a la que se encontraban nidos y dormideros afectó a la cantidad de aves vistas. Según Sergio (2003) es más probable observar un ave a menos de 2 km de su nido o de su dormidero por lo que parece obvio que estas variables afecten a la abundancia de rapaces vistas.

La vera es conocida por ser uno de los biotopos más ricos y productivos de Doñana, y es una importante zona de búsqueda de alimento y nidificación de todo tipo de aves, incluidas las rapaces (Veiga e Hiraldo, 1990). De hecho, la cantidad de nidos disminuye cuando aumenta la distancia a la marisma, por lo que es posible que la disminución de rapaces con la distancia a la marisma sea debida a ambos factores (recursos tróficos y cantidad de nidos).

En las dos épocas estudiadas la abundancia de rapaces vistas volando sobre los cercados fue superior a la vista volando en los espacios sin cercar (aunque sólo se encontraron diferencias significativas en la época estival) y la abundancia de conejos fue significativamente superior dentro de los cercados, lo que apoya la hipótesis de que las rapaces se vean atraídas por la cantidad de conejos (sobre todo en la época estival). Existen razones que pueden explicar por qué en la época invernal no hay tantas rapaces volando sobre los cercados como en la época estival. Puede que la diferencia en la abundancia de conejos dentro y fuera de los cercados sea menor en invierno, o bien puede que aun manteniéndose las diferencias, la abundancia o el tipo de conejos en invierno no atraiga tanto a las rapaces. La cantidad de conejos baja en Doñana a finales de verano y otoño (Soriguer, 1981; Villafuerte, 1994; Calzada, 2000). Por otro lado, en

esta época hay menos gazapos y conejos enfermos, animales más fáciles de capturar por las rapaces.

También es posible que un aumento en la disponibilidad de otras presas como las aves acuáticas o los micromamíferos estén influyendo en los resultados obtenidos. Según Manosa y Cordero (1992), en la dieta del ratonero predominan los conejos jóvenes y los lagartos ocelados en el periodo reproductor, mientras que en invierno predominan los insectos y los micromamíferos. Por otra parte, en Doñana el milano real se puede alimentar de aves acuáticas e insectos en la época invernal (Blanco y col. 1990), mientras que en el periodo reproductor se alimenta más de conejos jóvenes y aves acuáticas (Delibes y García, 1984; Veiga e Hiraldo, 1990).

4.1. CONCLUSIÓN FINAL

El tratamiento que se use para repoblar con conejos un área puede atraer con mayor o menor medida a las rapaces. Además, todos los factores estudiados afectaron a la abundancia de rapaces: la cercanía y cantidad de nidos y dormideros, la distancia a la marisma, y la abundancia de conejos. Con la metodología empleada es difícil conocer la importancia relativa de cada uno de estos factores. Ahora bien, la abundancia de conejos parece ser un factor importante, pese a que su importancia varíe entre las distintas épocas del año. En la época estival, la abundancia de conejos se correlacionó de manera marginalmente significativa con la abundancia de rapaces, y en un análisis a una escala más pequeña se vio como había una mayor abundancia de rapaces dentro de cercados de exclusión de depredadores terrestres, donde se encontraban las mayores abundancias de conejos. En la época invernal, la abundancia de conejos se correlacionó significativamente con la abundancia de rapaces y sin embargo la tendencia no se observó tan claramente a una escala menor.

Este estudio demuestra que el tratamiento de repoblación atrae a varias especies de rapaces depredadoras de conejos, pero no se ha estudiado el impacto que estas rapaces pueden tener sobre los conejos de repoblación. Según Moreno (2004), la depredación por mamíferos carnívoros es una causa de mortalidad mucho más importante en conejos que la depredación por rapaces. Otros estudios muestran que la principal causa de mortalidad de los conejos de repoblación, sobretodo durante la primera semana, es la depredación combinada de carnívoros y rapaces (D'Amico, 2005). Sería importante determinar la magnitud del efecto de las de rapaces sobre los de conejos en los distintos tratamientos de repoblación. Por otra parte, y como parece posible que los postes de los cercados de exclusión de depredadores terrestres provoquen un aumento en la abundancia de determinadas especies de rapaces (o de determinadas especies en determinadas épocas del año), si el impacto de las rapaces sobre los conejos fuese sustancial, puede ser conveniente colocar algún tipo de disuasor sobre los postes para evitar que rapaces consumidoras de conejos se vean atraídas a las áreas de repoblación con más posaderos.

5. BIBLIOGRAFÍA

- Arroyo, B. y J.T. García (2004). Aguilucho cenizo (*Circus pygargus*). En: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds). Libro rojo de las aves de España. SEO – Birdlife.
- Ashkam, L.R. (1990). Effect of artificial perches and nests in attracting raptors to orchards. En: Davis, L.R. y Marsh R.E. (Eds.). Proc. 14th Vertebrate Pest Conference. University of California.
- Baker J.A. y R.J. Brooks (1981). Distribution patterns of raptors in relation to density of meadow voles. *The Condor*, 83: 42 - 47
- Bibby C.J., N.D. Burguess y D.A. Hill (1992). *Bird Census Techniques*. Academic Press, London
- Blanco J.C., F. Hiraldo y B. Heredia (1990). Variation in the diet and foraging behaviour of a wintering red kite (*Milvus milvus*) population in response to changes in food availability. *Ardeola*, 37: 267 – 278
- Blanco, G. y J. Viñuela (2004). Milano negro (*Milvus migrans*). En: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds). Libro rojo de las aves de España. SEO – Birdlife.
- Bunn, A.G., W. Klein y K.L. Bildstein (1995). Time-of-day effects on the numbers and behaviour of non-breeding raptors seen on roadside surveys in Eastern Pennsylvania. *Journal of Field Ornithology*, 66 (4): 544 – 552
- Camiña Cardenal, A. (2004). The situation of the Griffon vulture in Spain. En: Slotta-Bachmayr, L., R. Bögel y A. Camiña Cardenal (Eds.). *The Eurasian Griffon vulture (*Gyps fulvus fulvus*) in Europe and the mediterranean. Status report and action plan.*
- Clarke R., A. Bourgonje, H. Castelijnns (1993). Food niches of sympatric Marsh Harriers *Circus aeruginosus* and Hen Harriers *C. cyaneus* on the Dutch coast in winter. *Ibis*, Vol. 135, N° 4: 424 – 431
- Cramp S. y K.E.L. Simmons (Eds.) (1982). *The birds of the western palearctic*, Vol. III. Oxford University Press, Oxford.
- D'Amico, M. (2005). Mortalidad postsuelta en una población de conejo Silvestre (*Oryctolagus cuniculus*) traslocada en la Reserva Biológica de Doñana. En: VII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos. SECEM (Valencia, 2005).

- Delibes, M. y F. Hiraldo (1981). The rabbit as prey in the Iberian Mediterranean ecosystem. In Myers, K. & C.D. MacInnes (Eds). Proceedings of the lagomorph world conference, held in University of Guelph, Guelph, Ontario: 614 – 622
- Delibes, M., A. Rodríguez y P. Ferreras (2000). Action plan for the conservation of the Iberian Lynx (*Lynx pardinus*) in Europe. Nature and Environment, N° 111. Council of Europe, October 2000.
- Donazar, J.A. (2004). Alimoche (*Neophron percnopterus*). En: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds). Libro rojo de las aves de España. SEO – Birdlife.
- Equipo de Seguimiento de Procesos Naturales (EBD – CSIC): www.ebd.csic.es
- Fernández – Delgado C. (1997). Conservation management of an European Natural Area: Doñana National Park, Spain. In: Meffe y Carroll, Principles of conservation biology.
- Fernández, N. (2005). Spatial patterns in European rabbits after a population collapse. Landscape ecology, 20: 897 - 910
- Ferrer, M. (1993). El Águila imperial. Quercus, Madrid.
- Ferrero Cantisán, J.J. y A. Onrubia (2004). Elanio común (*Elanus caeruleus*). En: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds). Libro rojo de las aves de España. SEO – Birdlife.
- Forero, M., J.A. Donazar y F. Hiraldo (2002). Causes and fitness consequences of natal dispersal in a population of black kites. Ecology, 83: 858-872
- Fuller, M.R. y J.A. Mosher (1981). Methods of detecting and counting raptors: a review. Studies in avian biology, 6: 235 – 246
- García, L., F. Ibáñez, H. Garrido, J.L. Arroyo, M. Mañez y J. Calderón (2000). Prontuario de las Aves de Doñana. *Anuario Ornitológico de Doñana, nº0, Diciembre 2000*. Estación Biológica de Doñana y Ayuntamiento de Almonte, Almonte (Huelva).
- González, L.M. y J. Oria (2004). Águila imperial ibérica (*Aquila adalberti*). En: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds). Libro rojo de las aves de España. SEO – Birdlife.
- Graham, I.M., S.M. Redpath y S.J. Thirgood (1995). The diet and breeding density of common buzzards *Buteo buteo* in relation to indices of prey abundance. Bird Study, Vol. 42, N° 2: 165 - 173

- Herrera, C. (1981). Organización temporal en las comunidades de aves. Doñana, Acta Vertebrata, 8:79 – 101.
- Janes, S.W. (1984). Influences of territory composition and interspecific competition on red-tailed hawk reproductive success. Ecology 65(3):862-870
- Kay, B.J., L.E. Twigg, T.J. Korn y H.I. Nicol (1994). The use of artificial perches to increase predation on house mice (*Mus domesticus*) by raptors. Wildlife Research 21 (1): 95 - 105
- Martínez Padilla, J. (2006). Cernícalo vulgar (*Falco tinnunculus*). En: Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles (www.vertebradosibericos.org)
- Moreno S. y R. Villafuerte (1995). Traditional management of scrubland for the conservation of rabbits *Oryctolagus cuniculus* and their predators in Doñana National Park, Spain. Biological conservation, 73: 81 – 85
- Ontiveros, D., J.M. Pleguezuelos (2000). Influence of prey densities in the distribution and breeding success of Bonelli's eagle (*Hieraaetus fasciatus*): management implications. Biological conservation, 93: 19-25
- Ontiveros, D. (2005). Culebrera europea (*Circartus gallicus*). En: Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles (www.vertebradosibericos.org)
- Palacín Moya, C. (2004). Alcotán europeo (*Falco subbuteo*). En: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds). Libro rojo de las aves de España. SEO – Birdlife.
- Palomares, F. (2001). Comparison of 3 methods to estimate rabbit abundance in a Mediterranean environment. Wildlife society bulletin, 29: 2578 - 2585
- Palomares, F., M. Delibes, E. Revilla, J. Calzada y J.M. Fedriani (2001). Spatial ecology of Iberian lynx and abundance of European rabbits in southwestern Spain. Wildlife Monographs, 148: 1 – 36
- Penteriani, V., M.A. Fortuna, C.J. Melián, F. Otalora y M. Ferrer (2006). Can prey behaviour induce spatially synchronic aggregation of solitary predators? Oikos 113: 497 – 505.
- Preston C.R. (1990). Distribution of raptor foraging in relation to prey biomass and habitat structure. The Condor, 92: 107 – 112

- Rodríguez, A. y M. Delibes (1992). Current range and status of the iberian lynx *Felix pardina* Temmick, 1824 in Spain. *Biological Conservation*, vol. 61 nº 3: 189 – 196.
- Román, J. Y F. Palomares (2006). Informe del proyecto: “Seguimiento científico del proyecto LIFE – Naturaleza “Recuperación de las poblaciones de lince ibérico en Andalucía. LIFE 02NAT/8609”.
- Roth T.C. y S.L. Lima (2007). Use of prey hotspots by an avian predator: purposeful unpredictability? *The American Naturalist*, vol. 169 nº 2: 264 – 273
- Santiago Garcia – Dios, I. (2005). Aguililla calzada (*Hieraaetus pennatus*). En: Enciclopedia virtual de los vertebrados españoles (www.vertebradosibericos.org)
- Sergio, F., L. Marchessi y P. Pedrini (2003). Adaptive selection of foraging and nesting habitats by black kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi – scale approach. *Biological Conservation* 112: 351 - 362
- Solomon, M.E. (1949). The natural control of animal populations. *Journal of Animal Ecology*, 18:1-35.
- Steenhof, K. y M.N. Korchert (1988). Dietary responses of three raptor species to changing prey density in natural environment. *Journal of Animal Ecology*, 57: 37-48
- Tablado, Z. (2005). Repoblaciones de conejo a gran escala en la Reserva Biológica de Doñana: algunos resultados preliminares. En: VII Jornadas de la Sociedad Española para la Conservación y Estudio de los Mamíferos. SECEM (Valencia, 2005).
- Trout, R.C. y A.M. Tittensor (1989). Can predator regulate wild rabbit *Oryctolagus cuniculus* population density in England and Wales? *Mammal review*, 19: 153 - 173
- Valverde, J.A. (1958). An ecological sketch of the Coto de Doñana. *British birds*, 5: 1-23
- Valverde, J.A. (1960). Vertebrados de las marismas del Guadalquivir. *Archivos del instituto de Aclimatación*, Vol. IX. Almería
- Verter, J. y L.V. Ritter (1986). Hourly variations in morning counts of birds. *The Auk*, 103: 117-124

- Veiga, J. y F. Hiraldo (1990). Food habits and the survival and growth of nestlings in two sympatric kites (*Milvus Milvus* y *Milvus migrans*). *Holarctic Ecology*, 13: 62-71
- Villafuerte, R., C. Calvete, C. Gortázar y S. Moreno (1994). First epizootic of rabbit hemorrhagic disease in free living populations of *Oryctolagus cuniculus* at Doñana National Park, Spain. *Journal of Wildlife Disease*, 30: 176 – 179
- Villafuerte, R., C. Calvete, J.C. Blanco y J. Lucientes (1995). Incidence of viral hemorrhagic disease in wild rabbit populations in Spain. *Mammalia*, vol. 59, nº 4: 651-659.
- Viñuela, J. (2004). Milano real (*Milvus milvus*). En: Madroño, A., C. González y J.C. Atienza (Eds). Libro rojo de las aves de España. SEO – Birdlife.
- Weber, D.A. (2004). Winter raptors use of prairie dog towns in the Denver, Colorado vicinity. En: Shaw y col. (Eds.). *International Urban Wildlife Symposium*.
- Wolff, J.O., T. Fox, R.R. Skillen, G. Wang (1999). The effects of supplemental perch sites on avian predation and demography of vole populations. *Canadian Journal of Zoology*, 77(4): 535 – 541.

ANEXOS



ANEXO 1: Hábitat de matorral en el área de estudio. Se observa el monte negro (formado principalmente por *H. Halimnifolium*), y pinos y alcornoques dispersos



ANEXO 2: Hábitat de marisma. Se muestra la marisma en la época estival (seca) y uno de los múltiples caños que la atraviesan

ANEXO 4: Abundancia de especies invernantes avistadas por kilómetro y por transecto (Media ± Error Estándar)

		Reintroducción con cercados		Reintroducción sin cercados		Control	
		<i>MAÑANA</i> (n=12)	<i>TARDE</i> (n=13)	<i>MAÑANA</i> (n=11)	<i>TARDE</i> (n=11)	<i>MAÑANA</i> (n=12)	<i>TARDE</i> (n=13)
<i>M. milvus</i>	COMPLETO	1,66±0,318	1,81±0,346	0,31±0,164	0,07±0,051	0,20±0,081	0,14±0,057
	<i>CERCA</i>	2,79±0,676	4,11±0,748	0,25±0,168	0,38±0,269	0,37±0,152	0,26±0,106
	<i>MEDIO</i>	0,87±0,291	0,18±0,125	0,32±0,203	0	0	0
<i>B. buteo</i>	COMPLETO	0,21±0,045	0,04±0,024	0,02±0,024	0,07±0,037	0,03±0,022	0,01±0,015
	<i>CERCA</i>	0,28±0,111	0,09±0,059	0,12±0,125	0,38±0,194	0,06±0,042	0,03±0,029
	<i>MEDIO</i>	0,17±0,059	0	0	0	0	0
Total	COMPLETO	2,25±0,330	2,38±0,353	0,33±0,161	0,19±0,117	0,25±0,089	0,18±0,065
	<i>CERCA</i>	3,79±0,668	5,38±0,789	0,38±0,194	1,00±0,619	0,46±0,166	0,34±0,122
	<i>MEDIO</i>	1,17±0,332	0,28±0,159	0,32±0,203	0	0	0

ANEXO 5: Abundancia de rapaces estivales observadas por kilómetro y por transecto (Media ± Error Estándar)

		Reintroducción <i>con</i> cercados		Reintroducción <i>sin</i> cercados		Control	
		MAÑANA (n=31)	TARDE (n=13)	MAÑANA (n=30)	TARDE (n=8)	MAÑANA (n=23)	TARDE (n=9)
<i>M. migrans</i>	COMPLETO	2,74±0,374	2,60±0,363	1,26±0,180	1,10±0,201	1,31±0,175	1,61±0,223
	<i>CERCA</i>	6,03±0,63	3,76±0,688	4,51±0,895	4,83±0,864	1,49±0,293	2,02±0,367
	<i>MEDIA</i>	1,73±0,274	1,78±0,306	0,90±0,169	0,24±0,080	1,11±0,169	1,14±0,142
	<i>LEJOS (N=8)</i>	0,16±0,059		0,38±0,093			
<i>M. milvus</i>	COMPLETO	0,35±0,076	0,18±0,080	0,12±0,034	0	0,13±0,039	0,04±0,044
	<i>CERCA</i>	0,30±0,138	0,04±0,044	0,19±0,137	0	0,18±0,070	0
	<i>MEDIA</i>	0,41±0,130	0,28±0,139	0,10±0,039	0	0,07±0,044	0,09±0,095
	<i>LEJOS (N=8)</i>	0,31±0,084		0,14±0,045			
<i>H. pennatus</i>	COMPLETO	0,14±0,047	0,22±0,062	0,05±0,017	0,06±0,043	0,05±0,022	0,09±0,035
	<i>CERCA</i>	0,20±0,085	0,17±0,76	0,12±0,086	0,34±0,226	0	0,08±0,055
	<i>MEDIA</i>	0,14±0,066	0,25±0,096	0,01±0,015	0	0,11±0,048	0,09±0,063
	<i>LEJOS (N=8)</i>	0,08±0,051		0,09±0,034			
<i>B. buteo</i>	COMPLETA	0,09±0,038	0,16±0,062	0,02±0,013	0,06±0,043	0,08±0,032	0,02±0,022
	<i>CERCA</i>	0,20±0,085	0,22±0,137	0,06±0,063	0,34±0,226	0,08±0,057	0,04±0,041
	<i>MEDIA</i>	0,09±0,046	0,12±0,70	0,01±0,015	0	0,08±0,034	0
	<i>LEJOS</i>	0		0,02±0,023			
Total	COMPLETO	3,43±0,441	3,47±0,419	1,51±0,200	1,27±0,193	1,62±0,216	1,81±0,226
	<i>CERCA</i>	6,87±0,795	4,72±0,751	4,95±0,976	5,52±0,824	1,81±0,314	2,23±0,372
	<i>MEDIA</i>	2,53±0,392	2,58±0,489	1,08±0,194	0,28±0,073	1,41±0,209	1,33±0,207
	<i>LEJOS (N=8)</i>	0,55±0,114		0,70±0,143			

ANEXO 7: Valores del índice de dormideros para *M. milvus* (época invernal)

	CERCA	MEDIO
Reintroducción con cercados	207,182	83,149
Reintroducción sin cercados	46,012	0
Control	37,911	26,459

ANEXO 8: Valores del índice de dormideros para *M. migrans* (época estival)

		CERCA	MEDIO	LEJOS
Reintroducción con cercados	“Vera”	331,507	127,368	
	“Lagunas”			0
Reintroducción sin cercados	“Vera”	74,006	0	
	“Lagunas”			0
Control		156,612	132,265	

ANEXO 9: Valores del índice de nidos (época estival)

		CERCA	MEDIO	LEJOS
Reintroducción con cercados	“Vera”	29,5	26,5	
	“Lagunas”			0
Reintroducción sin cercados	“Vera”	25,3	20,5	
	“Lagunas”			3,5
Control		9,0	8,5	